



INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA
ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE COIMBRA

**Relatório de Estágio Profissionalizante para a obtenção do Grau de
Mestre em Gestão Ambiental**



Radioatividade nas águas destinadas a consumo humano

Pedro Miguel Sampaio Carlos

Coimbra, 2017



INSTITUTO POLITÉCNICO DE COIMBRA
ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE COIMBRA

Relatório de Estágio Profissionalizante para a obtenção do Grau de
Mestre em Gestão Ambiental

Radioatividade nas águas destinadas a consumo humano

Pedro Miguel Sampaio Carlos

Orientadora interna:

Professora Lourdes Costa

Coorientadora interna:

Professora Carla Rodrigues

Orientadora externa:

Engenheira Liliana Mendes

Coimbra, 2017

Agradecimentos

Gostaria de direcionar breves palavras a todos aqueles que ajudaram na concretização desta etapa.

À minha orientadora interna, Professora Lourdes Costa e coorientadora interna, Professora Carla Rodrigues, pelas suas disponibilidades na orientação do relatório e por toda ajuda dada para a elaboração do mesmo.

Agradeço à empresa Centro Tecnológico de Gestão Ambiental (CTGA), por ter possibilitado a realização do meu estágio nas suas instalações.

À minha orientadora externa, Eng.^a Liliana Mendes, por me ter acolhido na CTGA, pela atenção e dedicação dada na aprendizagem durante o estágio.

Agradeço à Eng.^a Joana Veríssimo, Eng.^a Graça Seabra e todos os outros colaboradores da CTGA por toda a informação fornecida e esclarecimento de dúvidas.

Agradeço à minha namorada pela ajuda prestada na elaboração desta dissertação, pela paciência e todo o apoio dado.

Por fim, mas não menos importante agradeço a todos os familiares e amigos que sempre estiveram do meu lado de forma a que fosse possível concluir esta etapa.

Resumo

A presença de radionuclídeos naturais nas águas destinadas ao consumo humano é um fenómeno usual, que requer prevenção e controlo. A ingestão continuada e prolongada de água com baixas doses de radiação pode constituir perigo para a saúde pública. O atual contexto legislativo português, através do Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho, estabelece os requisitos para a proteção da saúde pública no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água de consumo humano, fixando os valores paramétricos, frequências e métodos aplicáveis para o seu controlo. Um dos efeitos de longo prazo decorrente da exposição, mesmo a baixas doses de radiação, é a ocorrência de doenças oncológicas na população.

O trabalho desenvolvido no âmbito desta dissertação constitui uma revisão bibliográfica sobre a radioatividade, na água destinada ao consumo humano, bem como alguns dos principais processos de tratamento para a remoção ou redução de radionuclídeos.

Neste trabalho são desenvolvidos quatro casos de estudos. Três deles analisam a evolução temporal, entre 2010 e 2015, relativa à presença de substâncias radioativas nos rios nacionais, Mondego, Tejo e Zêzere e o quarto diz respeito à avaliação da qualidade, em termos de contaminação radioativa, da água bruta destinada ao abastecimento público proveniente de uma captação subterrânea municipal.

Os resultados permitiram concluir que, as concentrações de substâncias radioativas nos rios Mondego, Tejo e Zêzere, são baixas e que esta tendência se manteve ao longo do período objeto de análise. Em relação à água bruta proveniente de captação subterrânea municipal, ela apresenta elevadas concentrações da atividade alfa e beta total e ainda de rádio (^{227}Ra e ^{228}Ra). Foram sugeridas as melhores técnicas de tratamento disponíveis para adequação desta água ao consumo humano. As melhores opções de tratamento para este caso de estudo são a osmose inversa, adição de óxido de manganês hidratado e compra de água.

Palavras-chave: radioatividade, radionuclídeos, água, processos tratamento.

Abstract

Radionuclides in water for human consumption are a common phenomenon that requires prevention and control. Continued water ingestion with low doses of radiation may pose a danger to public health. Decree-Law No. 23/2016, of June 3, lays down requirements for the protection of public health with regard to radioactive substances in water intended for human consumption, setting parametric values, frequencies and methods applicable to its control. One of the long-term effects of exposure, even at low radiation doses, is the occurrence of oncological diseases in the population.

This report starts with a bibliographical review on radioactivity in water for human consumption, as well as some of the main treatment processes for the removal or reduction of radionuclides.

Four case studies are developed in this report. Three of them analyze the evolution between 2010 and 2015, regarding the presence of radioactive substances in national rivers Mondego, Tejo and Zêzere. The fourth is a quality assessment, in terms of radioactive contamination, of raw water intended for public supply, from a municipal underground collection.

The results allowed to us to verify that the concentrations of radioactive substances in the Mondego, Tejo and Zêzere rivers are low and that this trend continued throughout the period under analysis. The raw water coming from the municipal underground collection has high concentrations of alpha, total beta and radium activity (^{227}Ra and ^{228}Ra). The best treatment techniques available to adapt this water for human consumption are reverse osmosis, the addition of hydrated manganese oxide and water purchase.

Key words: radioactivity, radionuclides, water, treatment processes.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract.....	i
Índice de Figuras	iv
Índice de Tabelas	v
Índice de Quadros	vi
Abreviaturas.....	vii
1. Introdução.....	1
2. Revisão bibliográfica.....	5
2.1. Radioatividade	6
2.1.1. História da radioatividade.....	6
2.1.2. Tipo de radiação e unidades	8
2.1.3. Fontes de radiação	12
2.1.4. Decaimento radiativo.....	14
2.1.5. Radionuclídeos de origem natural	17
2.1.6. Principais características das substâncias radioativas	18
2.1.7. Efeitos radiológicos	21
2.1.8. Enquadramento Legal.....	22
2.2. Processos de tratamento para a remoção dos radionuclídeos	28
2.2.2. Opção de não tratamento	28
2.2.2.1. Mistura de fontes	28
2.2.2.2. Encontrar nova fonte	29
2.2.2.3. Compra de água.....	30
2.2.3. Opção de tratamento	30
2.2.3.1. Osmose inversa	31
2.2.3.2. Troca iónica.....	33

2.2.3.3.	Adsorção por alumina ativada.....	36
2.2.3.4.	Adição de óxido de manganês hidratado pré formado.....	37
2.2.3.5.	Coagulação/Filtração.....	39
2.2.3.6.	Amaciamento por adição de cal	41
3.	Caracterização dos casos de estudo	44
4.	Metodologia.....	47
5.	Resultados e Discussão.....	49
5.1.	Rio Mondego	49
5.2.	Rio Zêzere.....	55
5.3.	Rio Tejo	58
5.4.	Caso estudo do Município	60
6.	Conclusão	65
7.	Bibliografia.....	67
8.	Anexos.....	73

Índice de Figuras

Figura 1 - Fontes e distribuição da exposição média da população mundial a radiação (Sabino, 2009)	13
Figura 2 - Série de desintegração do ^{238}U (Chang & Goldsby, 2012).....	16
Figura 3 - Série de desintegração do ^{232}Th (Mendes, 2010).....	17
Figura 4 - Controlo da qualidade radiológica da água para consumo humano (adaptado da Eurofins, (2016))......	25
Figura 5- Esquema de uma unidade de tratamento por Osmose Inversa (Lesikar et al. 2006).....	32
Figura 6 – Esquema do processo de troca iónica (Lesikar et al. 2006)	34
Figura 7 - Esquema do processo tratamento alumina ativada (Sabino, 2009)	36
Figura 8 – Esquema do tratamento por Adição de Oxido de Manganês Hidratado (HMO) pré formado para remoção rádio (Adaptado WRT).....	38
Figura 9 – Esquema de tratamento por coagulação / filtração (Adaptado da BDT)	40
Figura 10 – Esquema de tratamento por amaciamento através adição de cal (Adaptado WRT).....	41
Figura 11 - Bacia hidrográfica do rio Mondego	44
Figura 12 - Bacia hidrográfica do rio Zêzere	45
Figura 13 - Bacia hidrográfica do rio Tejo	46
Figura 14 - Concentração dos radionuclídeos ao longo do tempo no rio Mondego.....	50
Figura 15 - Concentração média dos radionuclídeos no rio Mondego de 2010 a 2015 .	54
Figura 16 – Concentração atividade alfa total no rio Zêzere (Bq L^{-1}).....	55
Figura 17 – Concentração da atividade beta total no rio Zêzere (Bq L^{-1})	56
Figura 18 – Concentração ^{40}K no rio Zêzere (Bq L^{-1}).....	57
Figura 19 - Evolução média da atividade alfa, beta e do radionuclídeo ^{40}K de 2010 a 2015 (Bq L^{-1})	57
Figura 20 – Concentração da atividade alfa total rio Tejo	58
Figura 21 – Concentração da atividade beta total no rio Tejo.....	58
Figura 22 – Concentração do ^{40}K no rio Tejo	59
Figura 23 - Evolução média da atividade beta total, alfa total e ^{40}K no rio Tejo	59
Figura 24 - Cor do caso do Município da água de consumo (Pt/Co)	60
Figura 25 - pH do caso do Município da água de consumo	60
Figura 26 – Concentração de Manganês (mg/L)	61
Figura 27 – Concentração de ferro (mg/L)	61

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Dose de radiação média proveniente de fontes naturais (WHO, 2011)	14
Tabela 2 - Radionuclídeos presentes em águas subterrâneas (Sabino, 2009)	20
Tabela 3 - Doses de radiação médias para os americanos	22
Tabela 4 - Valores paramétricos na água destinada a consumo humano (Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 junho).....	23
Tabela 5 - Valores de referência para a concentração de radionuclídeos individuais (Nuccetelli et al. 2012; Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho).....	27
Tabela 6 - Valores de referencia do radão na UE (Adaptado Jóbbágy et al. 2016)	28
Tabela 7 - Eficiência de remoção dos diferentes tratamentos (OMS, 2011; EPA 2015)	42
Tabela 8 - Custos operacionais dos processos de tratamento (Munter, 2013)	43
Tabela 9 - Resultados do caso de estudo do Município	62
Tabela 10 - Concentração dos radionuclídeos no rio Mondego (mBq L^{-1})	73
Tabela 11 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2010 (Bq L^{-1})	74
Tabela 12 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2011 (Bq L^{-1})	75
Tabela 13 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2012 (Bq L^{-1})	75
Tabela 14 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2013 (Bq L^{-1})	76
Tabela 15 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2014 (Bq L^{-1})	76
Tabela 16 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2015 (Bq L^{-1})	77
Tabela 17 - Concentração no rio Tejo em 2010 e 2011 (Bq L^{-1}).....	78
Tabela 18 - Concentração no rio Tejo em 2012 e 2013 (Bq L^{-1}).....	80
Tabela 19 - Concentração no rio Tejo em 2014 e 2015 (Bq L^{-1}).....	82

Índice de Quadros

Quadro 1 - Características das Radiações Ionizantes	10
Quadro 2 - Quadro resumo das grandezas e unidades de radiação	12
Quadro 3 - Tecnologias de tratamento dos radionuclídeos e aplicabilidade (Adaptado da EPA, 2015).	31

Abreviaturas

^{137}Cs – Césio – 137

^{222}Rn – Radão – 222

^{224}Ra – Rádio – 224

^{226}Ra – Rádio – 226

^{228}Ra – Rádio – 228

^{228}Th – Tório – 228

^{230}Th – Tório – 230

^{232}Th – Tório – 232

^{234}U – Urânio – 234

^{235}U – Urânio – 235

^{238}U – Urânio – 238

^{241}Am – Amerício – 241

^3H – Trítio

^{40}K – Potássio – 40

^{90}Sr – Estrôncio – 90

DI – Dose Indicativa

ETAR – Estação de tratamento de águas residuais

HCl – Ácido clorídrico

HMO – Óxido Manganês Hidratado

α – Alfa

β – Beta

γ – Gama

CTGA – Centro Tecnológico de Gestão Ambiental

1. Introdução

A água é um recurso natural, indispensável à existência de vida na Terra, que tem sido utilizado de forma exaustiva e pouco controlada pelas atividades antropogénicas. Apesar da água ser um recurso renovável, a sua taxa de utilização é superior à sua capacidade de reposição, mudando de local por meio das alterações climáticas originando o problema da escassez de água. Com o rápido crescimento demográfico e o desenvolvimento económico nos diferentes Países, a água é um recurso cada vez mais valorizado, quer em termos económicos como sociais e ambientais (Martins, 2015).

A água na natureza, devido às suas propriedades físico-químicas, normalmente não se encontra disponível com a qualidade adequada para consumo humano direto, pois, apenas as águas minerais naturais e as águas de nascente mantêm a sua qualidade original (Mendes & Oliveira, 2004). A qualidade da água é um conceito relativo, uma vez que nenhuma água é a mais adequada para todos os fins, sendo um dos exemplos disso, a utilizada em determinadas indústrias (Mendes & Oliveira, 2004).

A água distribuída para consumo humano é proveniente de diferentes origens de captação: subterrânea ou superficial. A água subterrânea encontra-se confinada nos lençóis freáticos e pode ser captada através de nascentes, galerias drenantes, furos, poços, ou por bombagem onde exista água acumulada. A água de superfície é captada nos rios, canais, ribeiras, lagos, bacias de retenção e albufeiras. A água de origem superficial é mais vulnerável à poluição que as águas de origem subterrânea. Em geral a água antes de ser distribuída, necessita de tratamento prévio para cumprir os valores paramétricos estipulados na legislação, como os critérios bacteriológicos, físico-químicos e radiológicos de uma água para consumo humano (Gadgil, 1998; Mendes & Oliveira, 2004).

Uma água destinada ao consumo humano é toda a água, que no seu estado original ou após tratamento é destinada à ingestão, à confeção e preparação de alimentos, à higiene pessoal ou a outros fins domésticos, independentemente da sua origem e do tipo do seu fornecimento. É ainda considerada como água destinada ao consumo humano, toda a água utilizada na indústria alimentar para fabrico, transformação, conservação ou comercialização de produtos ou substâncias que, também eles, são destinados ao consumo humano (Decreto-Lei nº 306/2007).

Após o acidente nuclear que ocorreu em Chernobyl em 1986, assistiu-se a uma preocupação acrescida no controlo da radioatividade no ambiente, principalmente na água nos vários estados membros da União Europeia e dos EUA.

O Comité científico das Nações Unidas para os Efeitos das Radiações Atómicas estimou uma dose anual de todas as fontes de radiação no ambiente aproximadamente de 3 mSv/ano. Deste valor, 80% é devido, a fontes naturais de radiação e os restantes 20% são na grande maioria devido ao uso de radiação para diagnóstico médico e uma pequena percentagem é de outras fontes de radiação humana (UNSCEAR, 2000).

As águas para consumo humano em algumas regiões da União Europeia estão expostas a radiação, principalmente nos países como a Alemanha, Finlândia, França, Espanha, Portugal e Suécia. Nestes países já foram encontradas concentrações elevadas de radionuclídeos naturais na água para consumo humano e águas minerais, estando estes locais associados a depósitos europeus de materiais urníferos (Fernandes et al. 2008).

Portugal é um país onde na grande parte do seu território é detetável radioatividade natural. Isto deve-se ao facto de a maioria dos solos serem constituídos por rochas graníticas, com teores levados de urânio. Deste modo as pessoas que vivem em regiões graníticas estão sujeitas à radiação proveniente do solo e esta encontra-se presente no ar atmosférico. Um dos isótopos que mais contribui para a exposição natural é o radão. Nos solos e rochas, a distribuição de urânio e rádio não é igual. As rochas graníticas têm, geralmente, concentrações mais elevadas, enquanto as rochas calcárias têm concentrações mais baixas. A libertação para a atmosfera de radão está condicionada, ainda, pela permeabilidade e porosidade dos solos e rochas. A pressão atmosférica, humidade e temperatura podem também influenciar a libertação do gás (ITN, 2010; Guerra, 2014).

Adicionalmente em Portugal, no decorrer do século XX ocorreu uma intensa atividade mineira, principalmente na região centro – norte tendo sido abandonada por completo em 2001. Muitas das áreas das concessões mineiras de urânio não foram devidamente seladas de forma a minimizar o impacto ambiental e o risco para a saúde pública dos resíduos radioativos deixados a céu aberto. Após alguns anos do encerramento desta atividade é que começaram as obras de remediação ambiental e foram instaladas ou modernizadas estações de tratamento das águas contaminadas (Carvalho et al. 2015).

A radioatividade é um tema ainda pouco desenvolvido em Portugal, e por vezes subvalorizado pelas entidades gestoras. Sendo este assunto dos mais polémicos e problemáticos, a maioria das pessoas desconhece os seus verdadeiros efeitos, quer a nível ambiental quer a nível da saúde. Este pode causar efeitos muito nocivos para a saúde humana. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos EUA, os resultados indicam que entre 15 000 a 20 000 fatalidades anuais, ocorrem devido à exposição ao gás radão-222 (Martins, 2014).

Nas águas para consumo humano observa-se a ocorrência de radionuclídeos naturais, estando estes associado principalmente a captações no subsolo, em locais com ocorrência de depósitos naturais de elementos radioativos. A dissolução dos radionuclídeos naturais dá-se lentamente, podendo ocorrer durante centenas ou milhares de anos, originando o aumento das suas concentrações nas águas subterrâneas (Carvalho et al. 2004; Decreto-Lei nº23/2016).

Os radionuclídeos naturais presentes nas águas para consumo humano são normalmente, o hidrogénio-3 (^3H), potássio-40 (^{40}K), rádio-226 (^{226}Ra), radão-222 (^{222}Rn) e descendentes, com atividades bastante variáveis. Ocasionalmente, a presença de ^3H , cézio-137 (^{137}Cs), estrôncio-90 ^{90}Sr e ^{226}Ra poderá ser devida à atividade humana (por exemplo centros nucleares, atividade mineira, entre outros). A determinação da radioatividade em água para consumo humano pode ser efetuada através das medições alfa e beta totais, as quais possuem uma indicação dos níveis globais de atividade devida aos radionuclídeos naturais e artificiais, emissores alfa e beta e/ou através da análise de radionuclídeos específicos (Carvalho et al. 2004).

Na água, os radionuclídeos que apresentam a concentrações mais elevadas são o da família do urânio e da família do tório. Nas águas de consumo, a concentração de radionuclídeos está associada às águas subterrâneas, visto que estas apresentam concentrações elevadas de urânio, rádio e radão, devido principalmente aos aquíferos profundos que estão em contacto com elementos radioativos que se encontram presentes nas rochas e solos (Carvalho, 2006).

No que se respeita à presença de radionuclídeos na água potável, há necessidade de monitorizar a sua concentração e verificar se esta se encontra abaixo dos limites previstos pela legislação. Há ainda que ter em conta todas as tecnologias apropriadas para a remoção destes compostos e considerar a opção de não tratamento em termos da sua viabilidade económica, desde que não esteja em causa a saúde ambiental. Nesta

situação pode-se tentar encontrar novas fontes de água, comprar água ou a mistura de diferentes fontes (Sabino, 2009).

No recente Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho prevê o controlo de substâncias radioativas na água destinada a consumo humano, embora estando sujeito à definição de regras mais claras por parte da União Europeia. No presente Decreto-Lei são definidos valores paramétricos para o radão, trítio e dose indicativa (DI) na água destinada ao consumo humano.

Este trabalho tem como objetivos, apresentar uma síntese sobre a radioatividade, exposição à radiação, fontes e efeitos biológicos, o enquadramento legal a nível Europeu e Nacional e sobre os processos de tratamento destinados à remoção dos radionuclídeos.

Com base nos dados disponibilizados pelo Instituto Tecnológico Nuclear, desenvolveu-se uma análise crítica sobre os níveis de radioatividade nos rios Mondego, Tejo e Zêzere. Para o caso de um município associado à captação para o abastecimento de água para consumo humano, são apresentadas proposta relativas às melhores opções de tratamento para a remoção/redução da contaminação radiológica. Este caso de estudo surge no âmbito do estágio realizado no Centro Tecnológico de Gestão Ambiental.

Este trabalho encontra-se estruturado em 6 capítulos. No capítulo 1 é efetuada uma introdução ao tema e à sua problemática. No capítulo 2 é desenvolvida uma revisão bibliográfica, associada à radioatividade no seu todo e aos processos de tratamento para a remoção dos radionuclídeos. No capítulo 3 apresenta-se uma caracterização breve das bacias hidrográficas e de um caso associado á captação de água para consumo humano. No capítulo 4 é descrita a metodologia desenvolvida. No capítulo 5 são apresentados os resultados e discussão dos mesmos e no capítulo 6 são apresentadas as conclusões deste trabalho.

2. Revisão bibliográfica

Os radionuclídeos são átomos instáveis e incorrem num processo de declínio espontâneo, onde vai ocorrer uma emissão espontânea de partículas ou radiação eletromagnética até atingirem uma forma estável. O processo de declínio dos radionuclídeos pode durar desde uma fração de segundo até biliões de anos dependendo do tipo de átomo (Sabino, 2009).

Os radionuclídeos, principalmente os de origem natural encontram-se presentes na água, onde a sua dissolução ocorre nas diferentes etapas do ciclo hidrológico, sendo que as suas concentrações variam de acordo com as características físico químicas do aquífero e com a geoquímica dos radionuclídeos (Carvalho, 2010).

Existem alguns estudos em Portugal sobre a radioatividade nas águas de consumo, mas ainda são escassos comparados com outros países, sendo que a sua grande maioria diz respeito à região centro de Portugal. Algumas das águas analisadas em Portugal, mostram que nas águas minerais gasocarbónicas profundas é possível encontrar com frequência elevadas concentrações de rádio-226 (^{226}Ra) e de radão-222 (^{222}Rn) dissolvidos, sendo que as concentrações podem exceder 1 Bq L^{-1} e 1000 Bq L^{-1} respetivamente. Contrariamente nas águas de superfície estes valores apresentam-se concentrações reduzidas: o ^{226}Ra raramente atinge $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$ e o radão não excede 10 Bq L^{-1} (Carvalho, 2010).

Na localidade de Seia, foi efetuado um estudo para obter informação sobre os elementos radiogénicos do tório e do urânio nas rochas, esta região é constituída maioritariamente por rochas metassedimentares do complexo xisto-gauváquico ante-ordovícico, onde as concentrações mais elevadas de urânio foram encontradas nas rochas granitoides, sendo que o tório apresentou uma variabilidade elevada quando comparada com o urânio (Ferreira, 2009).

No balneário das Caldas da Felgueira, pertencente à freguesia de Canas de Senhorim, foi elaborado um estudo sobre o radão nas águas minerais naturais, tendo-se concluído que a concentração deste gás depende muito do local de captação, e apresentado diferenças na ordem dos 600 Bq L^{-1} . Outro fator que têm grande influência é a distribuição da água e o seu processamento que podem fazer com que a concentração final seja menor que a concentração inicial (Ferreira, 2009).

Na região de Oliveira do Hospital foi analisada a concentração do radão nas águas de nascente, minas furos e poços, sendo que os resultados mostram que ocorre uma

grande variação que vai desde os 4 até aos 4851 Bq L⁻¹, registando-se os valores mais baixos em poços e águas de nascente, onde o contacto entre a água e o ar é mais prolongado, permitindo assim a libertação do gás. Por outro lado, as concentrações mais elevadas verificaram-se nos furos (Pereira et al. 2003)

Em 2012, foi efetuada uma monitorização da radioatividade na bacia do Rio Mondego, tendo-se confirmado que nas antigas minas de urânio já desativadas, existem elevadas concentrações de radionuclídeos junto aos afluentes do Rio Mondego. Após as análises efetuadas à água verificou-se que as concentrações dos radionuclídeos presentes eram baixas na altura de caudal elevado, sendo que na matéria em suspensão, nos sedimentos e em alguns afluentes do Mondego se verificou a existência de contaminação radioativa. Para ser possível uma proteção mais eficiente da bacia do Rio Mondego é necessário intervir. Depois do tratamento químico das águas provenientes das minas deviam ser criadas zonas húmidas, como tratamento suplementar antes de ocorrer a sua descarga para as linhas de água. Foram efetuadas análises aos resíduos do minério e aos escombros cujos resultados indicaram uma elevada concentração de radionuclídeos da família do urânio (²³⁸U) e do tório (²³²Th), sendo que as do tório apresentam concentrações mais reduzidas. Os escombros mineiros e as lamas provenientes do tratamento das águas das minas estão depositados a superfície e expostos a erosão, incluindo a lixiviação e arrastamento superficial de materiais para as linhas de água (Carvalho et al. 2015).

Na região da Horta da Vilariça, situada no concelho de Torre de Moncorvo, distrito de Bragança, foi avaliado a radiatividade natural e obtiveram-se as concentrações de radão (isótopos ²²²Rn, ²²⁶Ra) e urânio (isótopos ²³⁴U e ²³⁸U) nas águas subterrâneas. Numa zona em que o solo é constituído por granítico-meta sedimentar, 30% das amostras ultrapassam os limites recomendados para o radão e 60% ultrapassam as concentrações de urânio (Pereira et al. 2010).

2.1. Radioatividade

2.1.1. História da radioatividade

Em 1895 Wilhelm Conrad Roentgen descobriu os raios X, quando fez incidir um feixe de raios catódicos sobre vidro e metais originando-se uma estranha radiação. No ano seguinte, o interesse despertado pela radioatividade foi perseguido por Henri Becquerel, tendo sido possível demonstrar que os elementos radioativos se desintegram

num processo exotérmico. Esta emissão natural de energia através do espaço ocorrendo na forma de ondas e partículas (Lappweb, 2000). Com efeito, Henri Becquerel efetuou experiências com o sal duplo de urânio e potássio, sendo estes conhecidos pelas propriedades de fosforescência. O sal duplo foi exposto à luz solar, em seguida colocou sobre uma película fotográfica protegida da luz por papel negro e, quando revelou a película encontrava-se escurecida, concluindo assim que a emissão de uma radiação penetrante, semelhante aos raios X, estava ligada à fosforescência do sal duplo. Nos finais de fevereiro de 1896, quando pretendia repetir a experiência de excitação do sal de urânio para produzir a fosforescência e a radiação penetrante, as condições climáticas não eram as mais indicadas dado que o céu se encontrava encoberto, o que o obrigou a adiar a sua realização. Arrumou o sal numa gaveta, junto de uma película fotográfica protegida num envelope negro. Alguns dias mais tarde acabou por revelar a película e constatou que o sal duplo de urânio e potássio produzira o mesmo escurecimento da película, apesar de não ter sido exposto à luz solar. Concluiu que o sal de urânio emitia uma radiação espontânea de natureza desconhecida, que designou por “raios urânicos”, e que afinal não estava ligada à fosforescência. Henri Becquerel anunciou a sua descoberta à “Académie des Sciences” (Carvalho, 2011).

Na mesma altura, em 1898 o casal Pierre e Marie Curie foram os responsáveis, pelo isolamento dos elementos químicos naturalmente radioativos, nomeadamente o polónio e o rádio. Foram os primeiros a usar o termo radioatividade e pela descoberta extraordinária que fizeram receberam o prémio Nobel em 1903. Mais tarde em 1911, Marie Curie recebeu o prémio Nobel da Química e morreu em consequência das radiações a que foi exposta nos seus estudos (Lappweb, 2000).

Em 1899, Ernest Rutherford foi responsável pela primeira datação radiométrica de rochas identificando assim as radiações alfa e beta. A teoria de Dalton nos finais do século XIX estabeleceu que os átomos são os constituintes básicos da matéria e estes seriam partículas pequenas e indivisíveis. Cada elemento químico seria constituído por um tipo de átomos iguais a si e quando combinados átomos de vários elementos formariam compostos novos. Em 1905 Rutherford define a estrutura do átomo e segue-se Bohr em 1913, com um modelo em que os prótons e os neutrões ocupam uma região central densa do átomo a que chama núcleo atómico (Lappweb, 2000).

Os físicos Soddy, Russell e Fajans realizaram trabalhos em 1913 de forma independente, tendo sido elaborada a generalização sobre as emissões alfa (α), beta (β) e gama (γ), e a lei ficou conhecida como Lei do Deslocamento: "Quando uma partícula

alfa for emitida, o novo átomo será deslocado duas casas à esquerda na Tabela Periódica. Quando for emitida uma partícula beta, o novo átomo deslocar-se-á uma casa para a direita na Tabela Periódica". Todos os elementos radioativos que permanecem na mesma posição da tabela periódica são elementos quimicamente idênticos (Xavier et al. 2007).

Em 1934, o casal Irene Curie e Frédéric Curie, filha e genro de Marie Curie descobrem a radioatividade artificial, tendo mais tarde em 1935 recebido o prêmio Nobel da Química. Este trabalho baseou-se no bombardeamento de uma folha de alumínio – 27 (núcleo estável) com partículas α , tendo sido originado um isótopo radioativo novo, o fósforo-30. Com esta experiência concluiu-se ser possível criar um isótopo radioativo novo que não existe na natureza a partir de um núcleo estável (Xavier et al. 2007).

Em 1938, Hahn e Strassmann demonstraram que o núcleo de urânio se podia separar em duas partes, por um processo de cisão do núcleo. Alguns meses mais tarde Joliot-Curie, Halban e Kowarski descobrem uma emissão de neutrões após a fragmentação do núcleo de urânio. Em 1948, Joliot-Curie desenvolveu o primeiro reator nuclear francês denominado ZOE (Lappweb, 2000).

2.1.2. Tipo de radiação e unidades

As radiações são uma forma de energia que de acordo com a sua capacidade de interagir com a matéria podem-se dividir em radiações ionizantes e radiações não ionizantes. As radiações ionizantes possuem energia suficiente, capazes de ionizar os átomos e moléculas onde interagem, sendo estas constituídas por radiações alfa, beta, gama e raios X (Jones & Atkins, 2012).

As radiações que pertencem ao espectro eletromagnético ocupam diferentes posições de acordo com o seu comprimento de onda e a sua energia (Jones & Atkins, 2012).

As velocidades de emissão das diferentes radiações ionizantes são elevadas e têm diferentes modos de interação com as diferentes matérias. As **partículas alfa** são constituídas por dois prótons e dois neutrões, (${}^4_2\alpha$) o equivalente a um átomo de hélio com bastante energia cinética emitida por núcleos instáveis. Este tipo de partículas surge da decomposição dos elementos radioativos mais pesados, como o urânio, rádio e o polônio. Este tipo de partículas é eletrizado positivamente, possuem um baixo poder

de penetração, tendo uma velocidade cerca de um décimo da velocidade da luz, poderá ter um alcance de 3 a 9 cm no ar. Uma simples folha de papel é o suficiente para impedir a sua trajetória, já a sua penetração no corpo humano é tão pequena que não consegue atravessar a nossa pele (EPA, 2017a; Guerra, 2014).

Um exemplo da emissão de partículas alfa é a seguinte reação: $^{226}_{88}\text{Ra} \rightarrow ^{222}_{86}\text{Rn} + ^4_2\alpha$. Como pode observar-se, quando um núcleo emite uma partícula α , o número atômico do átomo diminui 2 unidades e o seu número de massa diminui 4 unidades (Jones & Atkins, 2012).

As **partículas beta**, ($^0_{-1}\beta$), resultantes da conversão de um neutrão num próton, são partículas pequenas, de movimentos rápidos, possui uma velocidade superior (aproximadamente entre 25% e 99% da velocidade da luz) em comparação com as partículas alfa, e uma carga menor, tornando o seu poder ionizante menor. Estas partículas são mais penetrativas do que as alfa. As partículas beta, emitidas do núcleo de um átomo durante a sua decomposição radioativa, possuem carga elétrica negativa que são emitidas por certos átomos instáveis, como o hidrogénio-3 (trítio), carbono-14 e o estrôncio-90. Este tipo de radiação consiste na emissão de um eletrão de forma a tornar o átomo estável. Esta radiação é permitida em algumas aplicações médicas em superfícies (Martins, 2014 e EPA, 2017a). Um exemplo da emissão de partículas β^- é a reação $^3_1\text{H} \rightarrow ^3_2\text{He} + ^0_{-1}\beta$. Quando um núcleo emite uma partícula β , o número atômico aumenta uma unidade enquanto que o seu número de massa permanece o mesmo. No decaimento β^+ só pode acontecer dentro de núcleos quando o núcleo filha tem uma energia de ligação, maior que o núcleo mãe. É um processo oposto ao decaimento beta negativo, é a conversão de um próton num neutrão. Um exemplo da emissão de partículas β^+ é a reação $^{22}_{11}\text{Na} \rightarrow ^{22}_{10}\text{Na} + ^0_{+1}\beta$. (Jones & Atkins, 2012).

Na **radiação gama** (γ) ocorre a emissão de fótons, sendo esta uma radiação eletromagnética, ao contrario das anteriores que são compostas por partículas. É emitida à velocidade da luz e tem um comprimento de onda muito reduzido, sendo esta a mais penetrativa, capaz de atravessar lâminas de chumbo, até 15cm de espessura. A radiação gama apresenta um fraco poder de ionização devido ao facto de depender exclusivamente da carga elétrica, como não possui carga, não forma iões (Ferreira, 2009). A equação $^{60}_{27}\text{Co} \rightarrow ^{60}_{27}\text{Co} + \gamma$ representa a energia libertada como um fóton de raios γ . Depois que o núcleo decai, os núcleos que permanecem no núcleo onde podem estar num estado de alta energia. Quando os núcleos se ajustam a um estado de menor energia ocorre a libertação de um fóton de raios γ (Jones & Atkins, 2012).

No Quadro 1 está representado as principais características das radiações ionizantes.

Quadro 1 - Características das Radiações Ionizantes

Radiação	Constituição	Carga elétrica	Poder Ionizante	Poder Penetrante	Velocidade
Alfa (α)	2 Protões e 2 Neutrões (${}^4_2\alpha$)	Positiva (+)	Grande	Fraco	5% da velocidade da luz
Beta (β)	1 protão (${}^1_1\beta$)	Positiva (+)	Fraco	Médio	25% a 99% da velocidade da luz
	1 eletrão (${}^0_{-1}\beta$)	Negativa (-)	Fraco	Médio	25% a 99% da velocidade da luz
Gama (γ)	Onda eletromagnética	Nula	Muito fraco	Muito Grande	Velocidade da luz (300 000 km/s)

Os **raios X e raios γ** emitem radiações da mesma natureza (ondas eletromagnéticas), com características semelhantes. A sua grande diferença é na sua origem, ou seja, os raios X não são emitidos a partir do núcleo do átomo, mas sim fora do núcleo (EPA, 2017a). Ambas são muito mais penetrantes em comparação com as partículas α e β , não tendo um alcance definido. Os raios X que são produzidos por fontes naturais são, em geral, menos penetrantes que os raios γ . O corpo humano é facilmente atravessado por estes raios. A blindagem para este tipo de radiação faz-se com materiais densos como o chumbo (Martins, 2014).

As **radiações não-ionizante** não possuem energia suficiente para ionizar átomos numa molécula ao seu redor e com as quais interagem. Exemplos deste tipo de radiação são ondas de rádio, luz visível e micro-ondas. As radiações por ondas de rádio têm origem em circuitos eletrónicos e são usadas em emissões de rádio, de televisão e ainda em radares. A radiação visível (designada geralmente por luz) é detetada pelo olho humano, e possui comprimentos de onda que variam entre os 400nm e os 700nm. As radiações micro-ondas têm origem cósmica, com comprimento de onda entre 10^{-1} m até cerca de 10^{-3} m (Guerra, 2014), têm o poder de penetrar na atmosfera terrestre. São utilizadas na comunicação com veículos espaciais. Nos eletrodomésticos conhecidos como micro-ondas o seu funcionamento faz com que a energia destas radiações faça agitar as moléculas de água presentes nos alimentos, dando assim origem ao seu aquecimento (Guerra, 2014).

A radiação ultravioleta tem um comprimento de onda inferior a 400 nm. Esta é a componente da radiação do Sol, que origina danos e é responsável por queimaduras e bronzeamento da pele. Este tipo de radiação é bloqueado parcialmente pela camada de ozono e apenas uma pequena fração consegue atingir a superfície terrestre (Jones & Atkins, 2012).

As unidades radiológicas podem ser expressas em atividade (A), dose absorvida (D) e dose equivalente (H):

A **atividade de um radionuclídeo (A)** é a quantidade que exprime o grau de radioatividade de uma determinada quantidade de material radioativo. No Sistema Internacional (SI) a unidade de medição da atividade é o Bequerel (Bq) e corresponde a uma transformação por segundo. Também é vulgar utilizar-se a unidade Curie (Ci), correspondente ao número de transformações nucleares por unidade de tempo de 1 grama de ^{226}Ra , sendo que 1 Ci corresponde a $3,7 \times 10^{10}$ Bq. Uma transformação por segundo não significa a emissão de uma radiação por segundo, visto que numa transformação nuclear podem ser emitidas vários tipos de energia (IAEA, 2011).

Para avaliar os efeitos das emissões radiológicas sobre a matéria utiliza-se o termo de **dose absorvida (D)**, sendo esta, a quantidade de energia efetivamente absorvida por unidade de massa de material sujeito a radiação ionizante. Pode ser medida em *rad* (Radiation Absorbed Dose), mas no SI é expressa em J/kg denominado Gray (Gy). Um rad é equivalente a 10^{-2} Gy (IAEA, 2011).

A **dose equivalente (H)** é a unidade que quantifica a dose de radiação num tecido humano relacionada com os reais danos biológicos causados, tendo em consideração diferentes fatores como o tipo de radiação ionizante, a energia e a distribuição no tecido humano. Em termos matemáticos é o produto da dose absorvida (D) pelos fatores de qualidade N e Q. O fator de qualidade - N permitem avaliar a influência de um radioisótopo depositado internamente, sendo o seu valor utilizado de 1, enquanto que o fator de qualidade Q relaciona os efeitos diferentes da radiação alfa produz no tecido um dano vinte vezes maior que 1 Gy de radiação gama. A unidade antiga da dose equivalente denominava-se de *rem* (roentgen equivalent men), sendo que $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$ (IAEA, 2011).

No Quadro 2 é apresentado um resumo das grandezas, e unidades de radiação inicial, as unidades SI e a sua respetiva equivalência.

Quadro 2 - Quadro resumo das grandezas e unidades de radiação

Grandeza	Unidade inicial	Unidade SI	Equivalência
Atividade do Radionuclídeo (A)	Ci (Curie)	Bq (Bequerel)	1 Ci = 37 G Bq
Dose Absorvida (D)	rad (Radiation absorbed Dose)	Gy (Gray)	1 Gy = 100 rad
Dose equivalente (H)	-	Sv (Sievert)	-

Segundo o Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho, a **dose indicativa (DI)** é a dose efetiva comprometida para um ano de ingestão de todos os radionuclídeos cuja presença tiver sido detetada num abastecimento de água destinada ao consumo humano, podendo ser de origem natural como artificial excluindo o trítio, potássio-40 e o radão como os seus respetivos produtos de vida curta da sua desintegração.

2.1.3. Fontes de radiação

As fontes de radiação podem ser classificadas em fontes naturais e fontes artificiais, sendo que as artificiais resultam das atividades antropogénicas.

Alguns dos elementos químicos encontrados no ambiente são radioativos, sendo que a sua quantidade varia de acordo com a sua localização nos solos, água, ar interior e exterior e até mesmo no interior do corpo Humano. Para além destas fontes, a Terra está constantemente a ser bombardeada por partículas alfa de elevada energia provenientes do sol e do exterior do sistema solar (WHO, 2011).

A radiação natural à superfície da Terra, com exceção de uma parte correspondente à radiação cósmica, resulta principalmente do decaimento dos diferentes radioisótopos que estão presentes nos materiais geológicos mais superficiais da crosta terrestre. Sendo a sua distribuição heterogénea, os níveis de radiação natural tendem a variar. Alguns dos radioisótopos que se podem encontrar são o ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K (Ferreira, 2009).

Aproximadamente 10% da radiação à superfície provém do espaço exterior à atmosfera e pode ser subdividida em radiação cósmica primária e radiação cósmica secundária. A primária provém maioritariamente do espaço para além do sistema solar, embora alguma provenha do sol, principalmente durante as erupções solares (NSC,

2002). Existem grandes variações na exposição humana à radiação, pois estão dependentes de vários fatores, tais como a altitude acima do nível do mar, a quantidade e tipo de radionuclídeos presentes no solo, a composição dos radionuclídeos no ar, tipo de comida e água e a quantidade introduzida no corpo via inalação ou ingestão (WHO, 2011).

As maiores fontes de exposição dos raios X são a medicina, onde todos os dias são usados para fazer as imagens detalhadas dos ossos e tecidos moles do corpo humano, estes também são usados na indústria, nomeadamente para fazer inspeções e controle de processos (EPA, 2017a).

Na Figura 1 estão representadas as fontes de radiação e a distribuição da exposição média da população mundial, à radiação. A maioria pertence a fontes de origem natural, enquanto as fontes artificiais apresentam um valor percentual inferior como as antropogénicas (1%), e exposição médica (20%).

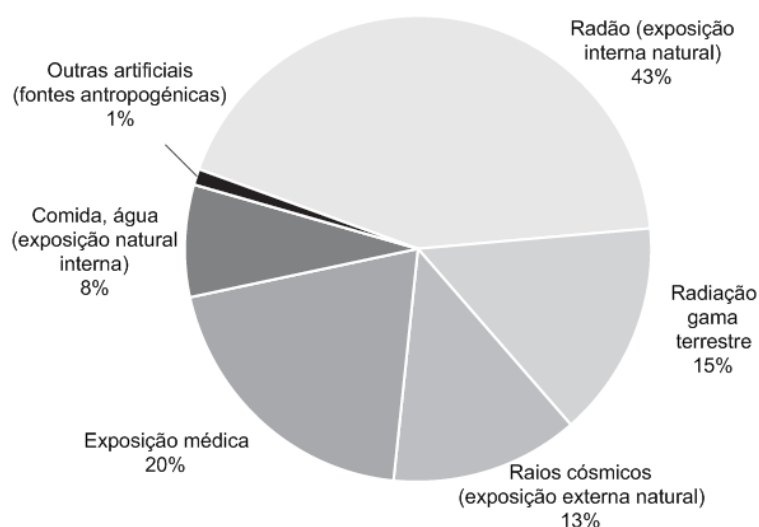


Figura 1 - Fontes e distribuição da exposição média da população mundial a radiação (Sabino, 2009)

A radiação natural é a que ocupa uma maior percentagem da radiação total, com a exposição do radão (43%), radiação gama (15%), raios cósmicos (13%) e a comida e água (8%) perfazendo um total de 79% da radiação total. A radiação artificial representa 21% da radiação total e tem origem nas explosões de armas nucleares, centrais nucleares, acidentes em reatores nucleares, tratamento de resíduos perigosos, combustão de combustíveis fósseis, utilização de radioisótopos na medicina, na indústria e na investigação, uso de raios X, aceleradores no radiodiagnóstico, na radioterapia, entre outros (Martins, 2014).

Na Tabela 1 pode-se observar a dose média da radiação proveniente das fontes naturais, a maior dose recebida é por exposição interna por inalação e a dose menor é a por ingestão de água potável e alimentos. A sua variação típica varia de 1 a 13 mSv.

Tabela 1 - Dose de radiação média proveniente de fontes naturais (WHO, 2011)

Fonte	Dose efetiva média anual global (mSv)	Variação típica (mSv)
Exposição externa		
Raios Cósmicos	0,39	0,3-1,0 ^a
Radiação terrestre (interior e exterior)	0,48	0,3-1 ^b
Exposição interna		
Inalação (Maioritariamente radão)	1,26	0,2-1,0 ^c
Ingestão (Água potável e alimentos)	0,29	0,2-1 ^d
Total	2,4	1-13

Nota:

^a Escala do nível do mar à elevação do solo.

^b Dependendo da composição de radionuclídeos do solo e do material de construção.

^c Dependendo da acumulação interna de gás radão.

^d Dependendo da composição dos radionuclídeos dos alimentos e da água potável.

2.1.4. Decaimento radiativo

Os isótopos que existem na natureza sofrem um processo de decaimento radioativo. Este acontece quando ocorre a desintegração espontânea dos núcleos com a finalidade de gerar novos núcleos de outros elementos químicos. Deste processo resulta a emissão de radiação ionizante, ou seja, radiação de elevada energia. Ao interagir com átomos do meio envolvente, esta radiação têm a capacidade de remover eletrões das suas órbitas, transformando-os em iões. A esses isótopos instáveis dá-se a designação de radioisótopos (Ferreira, 2009).

Cada série de decaimento tem a sua própria sequência de reações nucleares, sendo que os produtos resultantes do decaimento são sempre radioativos, exceto o átomo estável final. Todos os radionuclídeos emitem radiações à sua própria taxa específica e esta é medida em termos do tempo de "meia-vida ($t_{1/2}$)", isto é o tempo

necessário para que a concentração dos seus átomos radioativos possa decair para metade. Este tempo de semitransformação varia e alguns radionuclídeos têm meias-vidas de meros segundos, ($^{214}_{84}\text{Po}$ – $t_{1/2}$ de $1,6 \times 10^{-4}\text{s}$) enquanto que outros de centenas ou milhões de anos (^{238}U – $t_{1/2}$ de $4,51 \times 10^9$ anos) (EPA, 2017b; Chang & Goldby, 2012).

A desintegração radioativa segue uma cinética de primeira ordem ou seja: velocidade de desintegração no instante t :

$$dn/dt = \lambda N \quad (1)$$

Após a integração da expressão (1) obtém-se a formula do número de átomos final (expressão 2).

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (2)$$

Onde:

N = número de radionuclídeos no instante t

N_0 = número de núcleos radioativos presentes no instante $t = 0$

λ = constante de velocidade de decaimento radioativo do isótopo

t = tempo (s)

São apresentadas as séries de decaimento do Urânio-238 e do Tório-232 (Figura 2 e 3 respetivamente), visto que a maioria dos radionuclídeos presentes na água destinada para consumo humano surgem principalmente através de duas séries de decaimento, são:

A série de decaimento do ^{238}U , inicia-se no ^{238}U com um tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) de 4500 milhões de anos, que sofre um decaimento, emitindo radiação alfa dando origem ao elemento químico, tório-234 ($t_{1/2} = 24,1$ dias), passando ainda pelos elementos químicos ^{234}U ($t_{1/2} = 240\,000$ anos) e pelo ^{222}Rn ($t_{1/2} = 3,8$ dias), terminando no ^{206}Pb , que é o isótopo estável.

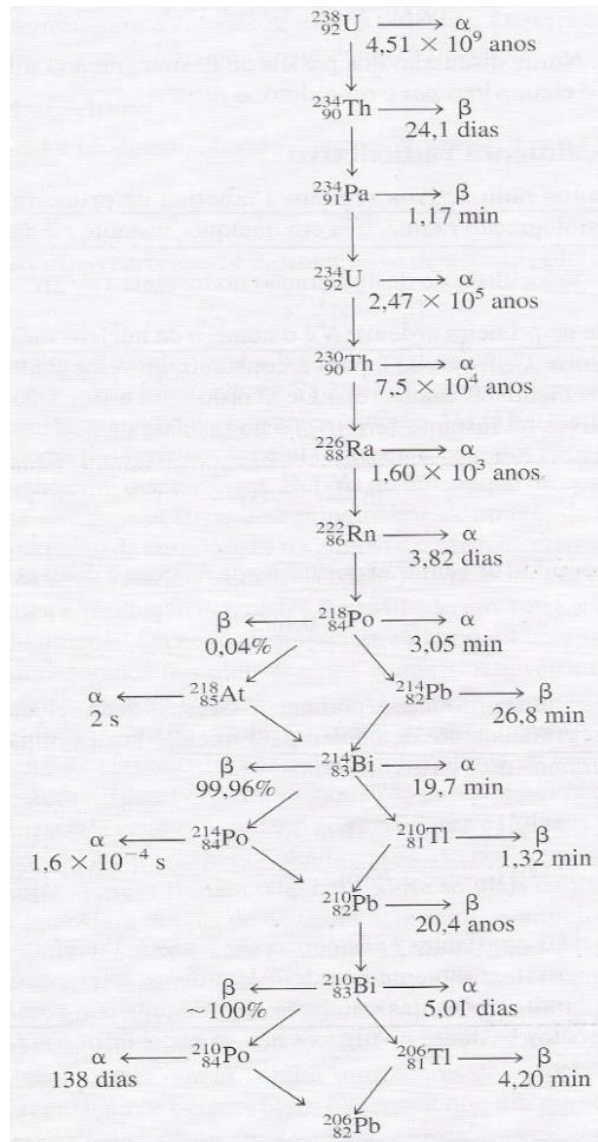


Figura 2 - Série de desintegração do ^{238}U (Chang & Goldsby, 2012)

A série de decaimento do tório-232 inicia-se no ^{232}Th ($t_{1/2} = 14\,000 \text{ Ma}$), passando pelo ^{224}Rn ($t_{1/2} = 3,7 \text{ dias}$) e pelo ^{220}Rn (radão $t_{1/2} = 56 \text{ segundos}$), terminando no isótopo estável ^{208}Pb .

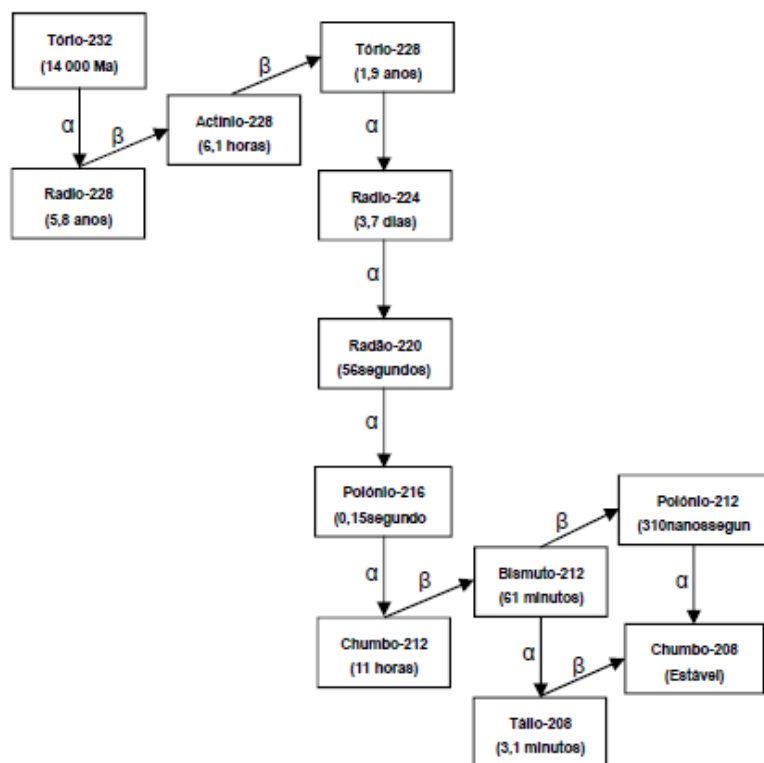


Figura 3 - Série de desintegração do ^{232}Th (Mendes, 2010)

2.1.5. Radionuclídeos de origem natural

Os radionuclídeos de origem natural encontram-se presentes nas diferentes fases do ciclo hidrológico. Inicia-se na atmosfera, onde a água presente (por exemplo das nuvens), captura os iões dos radionuclídeos de origem cosmogénica e os de origem atmosférica. Os que se encontram associados às poeiras em suspensão na atmosfera também podem ser dissolvidos na água e através da precipitação serem transportados para os solos e oceanos. Quando estes chegam à superfície terrestre, as águas superficiais existentes também vão dissolver elementos radioativos que estejam presentes na crosta terrestre, sendo mais tarde transportados pelas águas continentais, incluindo os rios. Na passagem pelos estuários, o urânio (^{238}U , ^{235}U , ^{234}U) têm um comportamento conservativo e a sua concentração acompanha a linha das misturas das águas do rio e do mar. Relativamente ao tório (^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th), é um elemento pouco solúvel, passa para o oceano através da matéria particulada, não sofrendo grandes variações, enquanto que o rádio (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra) das partículas em suspensão tende a dissolver-se e a sua concentração aumenta em comparação com a concentração na água doce (Carvalho, 2010)

Na água de consumo a ocorrência de concentrações assinaláveis de radionuclídeos, com origem na crosta terrestre está associada sobretudo às águas subterrâneas, principalmente as de aquíferos profundos que estão em contacto com mineralizações de elementos radioativos (Carvalho, 2010).

Os radionuclídeos presentes nas águas subterrâneas são os de maior importância para o desenvolvimento deste tema, uma vez que as águas doces e as águas salgadas se infiltram nas rochas da crosta terrestre podendo permanecer ao longo de vários milhões de anos e facilitando assim a dissolução dos elementos radioativos. Este tipo de águas apresenta concentrações mais elevadas de radionuclídeos de urânio, rádio e radão, para captações efetuadas de 50 a 200 metros de profundidade, enquanto que nas águas de superfície a concentração de radionuclídeos emissores alfa e beta são geralmente mais baixos (Carvalho et al. 2004). Os radionuclídeos que se encontram nas águas subterrâneas são controlados principalmente pela geologia e geoquímica do local. Para se verificar a presença dos descendentes do urânio e do tório em concentrações significativas, é necessário que os radionuclídeos progenitores estejam presentes nas rochas do aquífero, sendo que cada um tem as suas características químicas específicas como a mobilidade, a solubilidade e o período de semidesintegração. Face a estas características, os radionuclídeos progenitores e os radionuclídeos filhos nunca se encontram juntos em concentrações semelhantes na mesma água (Carvalho, 2010).

2.1.6. Principais características das substâncias radioativas

O transporte dos radionuclídeos em solução depende das características específicas de cada um e em grande parte da sua solubilidade na água.

A presença de radionuclídeos na água está associada à geologia e geoquímica do território. O transporte dos radionuclídeos vai depender da sua solubilidade na água. O urânio é muito solúvel para águas subterrâneas bicarbonatadas ricas em oxigénio, é mais facilmente transportado nas águas superficiais, ricas em oxigénio (Carvalho, 2010).

A solubilidade do urânio pode ser aumentada pela presença de diversas espécies químicas como o fosfato, carbonato, fluoreto e substâncias húmicas em solução com as quais o urânio forma complexos solúveis. O urânio apresenta uma menor solubilidade, e menor mobilidade, em águas subterrâneas com características redutoras (águas pobres em oxigénio) e está fortemente ligado às rochas no aquífero no estado sólido, como U^{4+} (Carvalho, 2010).

Um dos produtos que resulta do decaimento do urânio (Figura 2) é o radão (Rn-222). É um membro do grupo 18 (gases raros) e todos os isótopos do radão são radioativos, embora o radão-222 seja o mais perigoso porque tem um tempo de semitransformação mais longo ($t_{1/2} = 3,8$ dias). O radão-222 é um emissor alfa (Chang & Goldsby, 2012). Este é um gás incolor e inodoro. A sua deteção requer equipamento apropriado, em algumas águas, principalmente as subterrâneas e as provenientes de furos e poços. Para uso doméstico é possível encontrar concentrações de radão, principalmente quando a água está em contacto com o urânio que é possível encontrar naturalmente no solo. O radão é solúvel em água, mas a sua solubilidade decresce rapidamente quando a temperatura aumenta, como é o caso de uma torneira ou chuveiro ligados no modo de água quente e assim algum do radão dissolvido é libertado para o ar interior. Alguns estudos epidemiológicos demonstraram que a exposição a longo prazo ao radão, a concentrações elevadas no ar interior, aumenta o risco de cancro do pulmão. Quando este é ingerido na água de beber, este apresenta um risco mais baixo e menos preocupante, em comparação com a inalação. A maior exposição em geral é devido a inalação proveniente das fontes terrestres e exposição ambiental (WHO, 2011).

Relativamente ao rádio, este apresenta características diferentes e é mais móvel em águas cloretadas ricas em oxigénio com elevado teor de sólidos totais em solução. Quando a água subterrânea é redutora, estão presentes níveis elevados de ^{226}Ra que explica os valores elevados de atividade alfa total. Quando a água subterrânea é oxidante, apenas concentrações baixas de ^{226}Ra estão associadas à atividade alfa total, mesmo que esta seja elevada (Carvalho, 2010).

Os principais radionuclídeos primordiais naturais que se encontram nas águas subterrâneas são o potássio-40, (^{40}K), rubídio-87 (^{87}Rb), tório-232 (^{232}Th), urânio-235 (^{235}U) e o urânio-238 (^{238}U). Os produtos filhos mais importantes são o radão-222 (^{222}Rn), e rádio 226 (^{226}Rn), que provêm do ^{238}U (Sabino, 2009).

Na Tabela 2 são apresentados alguns dos radionuclídeos que se podem encontrar em águas subterrâneas, onde se pode observar o número de massa do radioisótopo, o tempo de meia vida de cada um deles e o tipo de radiação que é emitida por cada elemento.

Tabela 2 - Radionuclídeos presentes em águas subterrâneas (Sabino, 2009)

Elemento	Número de massa do radioisótopo	Tempo meia-vida (anos, a; dias, d; horas, h)	Tipo radiação emitida
Bário	131	13 d	γ
	140	12,8 d	γ , β^-
Bromo	82	36 h	γ , β^-
Cálcio	45	153 d	β^-
Carbono	14	5,600 a	β^-
Cério	144	290 d	β^- , γ
Césio	135	2,9x10 ⁶ a	β^-
	137	33 a	β^- , γ
Cloro	36	4x10 ⁵ a	β^-
Crômio	51	27,8 d	γ
Cobalto	57	270 d	β^+ , γ
	60	5,3 a	β^- , γ
Hidrogénio	3	12,4 a	β^-
Iodo	129	1,72x10 ⁷ a	β^- , γ
	131	8,04 d	β^- , γ
Fósforo	32	14,3 d	β^-
Plutónio	238	92 a	α , γ
	239	2,4x10 ⁴ a	α , γ
	240	6,580 a	α
	242	5x10 ⁵ a	α
Rádio	226	1,620 a	α , γ
	228	6,7 a	β^-
Radão	222	3,83 d	α
Rubídio	86	18,7 d	β^- , γ
	87	6x10 ¹⁰ a	β^-
Ruténio	103	40 d	β^- , γ
	106	1 a	β^-
Sódio	22	2,6 a	β^+ , γ
Estrôncio	103	40 d	β^-
	90	1 a	β^-
Enxofre	35	88 d	β^-
Urânio	235	7,1x10 ⁸ a	α
	238	4,5x10 ⁹ a	α , γ
Zinco	65	245 d	β^+ , γ

2.1.7. Efeitos radiológicos

Na avaliação de risco para a saúde, os radionuclídeos de origem natural não são diferenciados dos de origem artificial, sendo que os de origem natural são mais difíceis de controlar visto que estes podem ser encontrados em vários pontos no abastecimento de água antes do seu consumo, já os radionuclídeos de origem artificial em princípio, são frequentemente controláveis antes da sua entrada na rede de abastecimento de água (WHO, 2011).

Quando os radionuclídeos são inalados ou ingeridos, estes provocam alguns efeitos nocivos devido ao seu forte poder ionizante, como lesões no sistema nervoso, no aparelho gastrointestinal, medula óssea, desenvolvimento de células cancerígenas e podendo conduzir ao falecimento do ser humano. No caso da ingestão de água potável que contenha radionuclídeos durante longos períodos de tempo, existe um aumento do risco humano de vir a ter cancro para doses superiores a 100 mSv. Para doses inferiores ingeridas não existe esse risco. Relativamente ao consumo de água é mais relevante a exposição crónica a doses baixas de radiação, podendo estar associado principalmente ao aumento da incidência de cancro (WHO, 2011; Sabino, 2009).

O risco do radão está associado a concentrações elevadas em ambientes confinados ou para a qual pode também contribuir o gás transferido para o ar através da água. A sua inalação pelos utilizadores daqueles espaços pode incrementar o risco de cancro do pulmão, como resultado da radiação α emitida pelo radão e seus descendentes alojados naquele órgão (Ferreira, 2009).

Dos três tipos de radiação nuclear, as partículas alfa são as que possuem um menor poder de penetração, enquanto que as partículas beta são mais penetrantes comparativamente com as partículas alfa, mas menos comparativamente com os raios gama. Os raios gama possuem uma elevada energia associada a um comprimento de onda muito reduzido e além disso não possuem carga nem podem ser móveis tão facilmente em comparação com as partículas alfa e beta. Quando as partículas alfa e beta são ingeridas os seus efeitos danificadores são agravados, visto que os órgãos estão sujeitos a uma radiação constantemente (Chang & Goldsby, 2012).

A Tabela 3 representa as quantidades médias de radiação que um americano recebe por ano. Na exposição á radiação de curta duração, uma dose de 50 a 200 rem causará uma diminuição na contagem dos globos brancos no sangue. Uma dose de 500 rem pode resultar da morte dentro de algumas semanas. Os trabalhadores nucleares não

podem exceder a exposição de 5 rem por ano e é referido especificamente para o público em geral um máximo de 0,5 rem de radiação criada pelo homem por ano (Chang & Goldsby, 2012).

Tabela 3 - Doses de radiação médias para os americanos

Fonte	Dose (mrem/ano)
Raios cósmicos	20-50
Solo e vizinhança	25
Corpo humano*	26
Raios X medicinais e dentistas	50-75
Viagens aéreas	5
Descargas de testes nucleares	5
Resíduos nucleares	2
Total	133-188

* Proveniente de alimentos e do ar

A exposição à radiação de alta energia pode induzir o cancro ao ser humano e outros animais, sendo que as células cancerosas podem ser destruídas por tratamento com radiação apropriada. A radioterapia consiste em submeter o paciente a uma dose de radiação, suficiente para destruir as células cancerígenas sem matar em demasia as células normais (Chang e Goldsby, 2012).

Os danos provocados pela radiação nos sistemas vivos são classificados de somáticos ou genéticos. Os somáticos são os que afetam o organismo durante o seu tempo de vida como queimaduras, cataratas e cancro. Os danos genéticos significam alterações hereditárias ou mutações génicas (Chang e Goldsby, 2012).

2.1.8. Enquadramento Legal

A Diretiva 2013/51/EUROTOM foi transposta para a legislação portuguesa pelo Decreto-Lei nº 23/2016, de 3 de junho. Este diploma tem como objetivo estabelecer os requisitos para a proteção da saúde pública no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água de consumo humano. Este fixa os valores paramétricos, frequências e os métodos a aplicar para o seu controlo. O valor paramétrico para substâncias radioativas é o valor acima do qual se deve verificar a sua presença, pois

este representa um risco para a saúde humana, sendo necessário tomar-se medidas de correção para melhorar a qualidade da água e proteger a saúde humana contra as radiações (Decreto-Lei nº 23/2016).

O Decreto-Lei nº 306/2007, de 27 de agosto estabelece o regime de qualidade da água destinada para consumo humano, sendo que o seu principal objetivo é a proteção da saúde humana dos efeitos nocivos, resultantes de uma possível contaminação dessa água e assegurar a disponibilização de uma água limpa, salubre e com uma composição equilibrada. São vários os parâmetros conservativos que as entidades gestoras que produzem água destinada a consumo são obrigadas a controlar como a acrilamida, antimónio, arsénio, benzeno, boro, bromatos, cádmio, cianetos, cloretos, crómio, 1,2-dicloroetano, fluoretos, mercúrio, nitratos, pesticidas, radioatividade, selénio, sódio, sulfatos e tetracloroetano e tricloroetano. Este diploma legal, apenas nos indica os valores paramétricos dos parâmetros de radioatividade α -total ($0,5 \text{ Bq L}^{-1}$), β -total (1 Bq L^{-1}), Tritio (100 Bq L^{-1}) e a dose indicativa total ($0,10 \text{ mSv/ano}$) (Decreto-Lei, nº 306/2007).

No Decreto-Lei nº 23/2016, de 3 de junho, foram definidos os valores paramétricos para o radão de 500 Bq L^{-1} . Caso a concentração do radão exceda os 1000 Bq L^{-1} justifica-se a utilização de medidas de correção por motivos de proteção radiológica. Relativamente ao trítio foi definido o valor paramétrico de 100 Bq L^{-1} e quando a concentração é muito elevada pode indicar a presença de outros radionuclídeos artificiais. Quando excede o valor paramétrico têm de se proceder a uma análise para verificar a presença de radionuclídeos artificiais. Para a dose indicativa (DI) foi definido o valor paramétrico de $0,10 \text{ mSv}$. Na Tabela 4 estão definidos os valores paramétricos para o radão, trítio e DI.

Tabela 4 - Valores paramétricos na água destinada a consumo humano (Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 junho)

Parâmetro	Valor paramétrico	Unidade de medição
Radão	500	Bq L^{-1}
Trítio	100	Bq L^{-1}
Dose Indicativa (DI)	0,10	mSv

Quando a atividade do radão excede os 500 Bq L⁻¹ é necessário comunicar a Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) para serem tomadas medidas corretivas.

Relativamente ao controlo do radão na água de consumo é necessário determinar a sua origem e captações de água subterrânea em diferentes áreas geológicas, nomeadamente a geologia e hidrologia da área, radioatividade das rochas e solo e o tipo de captação que é usado. O trítio é controlado na água para consumo humano sempre que uma fonte antropogénica de trítio ou outro tipo de radionuclídeos artificiais esteja presente na bacia hidrográfica (Decreto-Lei nº 23/2016).

O valor da atividade beta total e alfa total é utilizado para controlar o indicador paramétrico para a dose indicativa. A metodologia de controlo da radioatividade nas águas de consumo é composta por duas fases como é ilustrado na Figura 4. Na primeira fase é realizado o controlo e monitorização das atividades alfa total e beta total. O nível de referência para a atividade alfa total é de 0,1 Bq L⁻¹, e para a atividade beta total é de 1,0 Bq L⁻¹. Se a atividade alfa total e a atividade beta total forem inferiores ou iguais aos valores de referência, presume-se que a dose indicativa é inferior ao valor do indicador paramétrico de 0,1 mSv e que não é necessária investigação radiológica detalhada. Quando os valores de referência são excedidos, passa-se para a realização de uma segunda fase que consiste na investigação das concentrações dos radionuclídeos específicos e comparar os valores de referência para cada um deles (Tabela 5) (Fernandes et al. 2008).

Se a atividade alfa total exceder os 0,1 Bq L⁻¹ devem ser verificados os seguintes radionuclídeos específicos: ²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra e ²¹⁰Po. No caso da atividade beta total exceder 1,0 Bq L⁻¹ deve ser verificada, em primeiro lugar, a presença do radionuclídeo ⁴⁰K, se após a sua determinação a atividade beta residual for superior a 1,0 Bq L⁻¹ devem ser verificados os radionuclídeos específicos ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs (Decreto-Lei nº 23/2016).

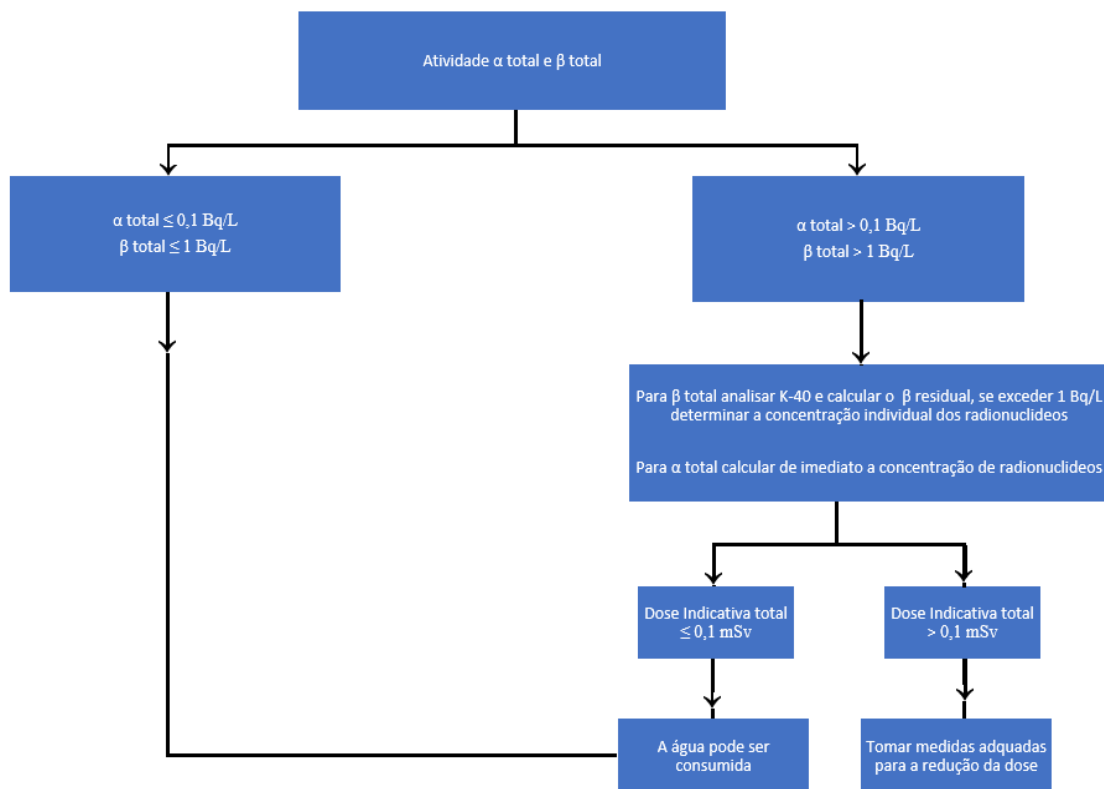


Figura 4 - Controlo da qualidade radiológica da água para consumo humano (adaptado da Eurofins, (2016)).

A dose indicativa (DI) é controlada nas águas para consumo humano sempre que esteja presente uma fonte de radioatividade artificial ou uma fonte de radioatividade natural com concentrações elevadas. Quando é necessário controlar os níveis de radionuclídeos naturais a autoridade competente define a frequência do controlo da atividade alfa total e da atividade beta total ou de determinados radionuclídeos naturais (Decreto-Lei nº 23/2016).

O cálculo da DI é efetuado a partir da concentração média dos radionuclídeos e dos coeficientes da concentração derivada do radionuclídeo. Caso se verifique a expressão (3) conclui-se que a dose indicativa é inferior ao valor paramétrico de 0,1 mSv e não é necessário obedecer a outros requisitos fixados na legislação (Figura 4) (Decreto-Lei nº 23/2016).

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i(\text{obs})}{C_i(\text{der})} \leq 1 \quad (3)$$

Onde:

C_i (obs) = concentração observada do radionuclídeo i

C_i (der) = Concentração derivada do radionuclídeo i

n = número de radionuclídeos detetados

Quando ocorre o incumprimento dos valores paramétricos das substâncias radioativas, a autoridade de saúde deve, no prazo máximo de 5 dias após a tomada de conhecimento, informar as entidades gestoras sobre o possível risco para a saúde humana. Caso se considere que existe o risco significativo para a saúde humana a autoridade de saúde e a entidade gestora definem medidas corretivas a adotar. A eficácia das medidas corretivas implementadas deve ser demonstrada através de novas análises de verificação aos parâmetros em incumprimento (Decreto-Lei nº 23/2016).

A radioatividade alfa e beta total pode ser avaliada por dois métodos distintos, medição de radioatividade num precipitado dos sais dissolvidos ou medição direta da radioatividade emitida pela amostra líquida (Carvalho et al. 2002). Segundo, Carvalho et al. (2002) a radioatividade alfa total pode ser determinada através da evaporação de um certo volume de água, acidificada até 50 ml, seguida da precipitação dos sulfatos e a sua calcinação a 350°C. O resíduo é colocado num porta-amostras e a radioatividade é determinada usando os detetores cintiladores de ZnS previamente calibrados com fontes de ^{241}Am . Para a medida da radioatividade beta total o método é idêntico, sendo que depois da calcinação a 350°C o resíduo é transferido para um porta-amostras de alumínio e a radioatividade é medida através de um contador proporcional de fluxo gasoso onde é previamente calibrado com fontes de ^{40}K (Carvalho et al. 2002).

A técnica de determinação direta da radioatividade alfa e beta consiste na concentração de 1000 ml de água por evaporação, após a sua acidificação com HCl, até um volume final de 50 ml. São retirados 10ml do volume final e adicionado 10 ml de “cocktail de cintilação” num frasco de vidro de cintilação líquida. A radioatividade emitida pela amostra é depois medida num espectrofotómetro de cintilação líquida (Carvalho et al. 2002).

Os países da União Europeia têm como base os valores paramétricos definidos da Diretiva 2013/51/EUROTOM para as radiações alfa total e beta total bem como para a dose indicativa.

Na Tabela 5, pode-se observar os valores de referência para a concentração de radionuclídeos individuais. O valor apresentado da concentração da atividade para cada

radionuclídeo corresponde a 0,1 mSv / ano foi calculado tendo em conta que a amostra de água apenas continha o radioisótopo em estudo e considerando que o membro público é um adulto que consome 730 litros de água por ano (Decreto-Lei nº 23/2016, de 3 de junho).

Tabela 5 - Valores de referência para a concentração de radionuclídeos individuais (Nuccetelli et al. 2012; Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho)

Nuclídeo	Concentração de atividade correspondendo a 0,1 mSv / ano	Limite de deteção
U-238	3 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
U-234	2,8 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
U-235	2,9 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
Ra-226	0,5 Bq/L	0,04 Bq L ⁻¹
Ra-228	0,2 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
Th-232	0,6 Bq L ⁻¹	0,06 Bq L ⁻¹
Th-228	1,9 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
Th-234	40 Bq L ⁻¹	4 Bq L ⁻¹
Th-230	0,7 Bq L ⁻¹	0,06 Bq L ⁻¹
C-14	240 Bq L ⁻¹	20 Bq L ⁻¹
Sr-90	4,9 Bq L ⁻¹	0.4 Bq L ⁻¹
Pu-239 / Pu-240	0,6 Bq L ⁻¹	0,04 Bq L ⁻¹
Am-241	0,7 Bq L ⁻¹	0,06 Bq L ⁻¹
Co-60	40 Bq L ⁻¹	0,5 Bq L ⁻¹
Cs-134	7,2 Bq L ⁻¹	0,5 Bq L ⁻¹
Cs-137	11 Bq L ⁻¹	0,5 Bq L ⁻¹
Rn-222	100-1000 Bq L ⁻¹	10 Bq L ⁻¹
Pb-210	0,2 Bq L ⁻¹	0,02 Bq L ⁻¹
Po-210	0,1 Bq L ⁻¹	0,01 Bq L ⁻¹

No que diz respeito ao radão, os valores paramétricos variam de 100 Bq L⁻¹ a 1000 Bq L⁻¹, de acordo com cada país da União Europeia, como se pode verificar na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores de referencia do radão na UE (Adaptado Jóbbágy et al. 2016)

Diretiva / Recomendação	Concentração de radão Bq L ⁻¹
EUROTOM	100 – 1000 ^a
Membros União Europeia^b	100
Irlanda, Portugal, Espanha	500
Finlândia	1000
Níveis de orientação OMS	100

Nota:

^a < 1000 Bq L⁻¹ é necessário aplicar medidas corretivas a todos os países da EU.

^b Áustria, Bélgica, Bulgária, Croácia, Chipre, Dinamarca, Estónia, França, Grécia, Hungria, Itália, Letónia, Lituânia, Luxemburgo, Malta, Países Baixos, Polónia, Roménia, Eslováquia, Eslovénia, Suécia e Reino Unido.

2.2. Processos de tratamento para a remoção dos radionuclídeos

Quando as águas para consumo humano contêm concentrações elevadas de radionuclídeos ou concentrações que possam por em causa a saúde pública da população devem ser tomadas medidas de forma a minimizar a sua concentração, existindo a opção do não tratamento e a opção de tratamento. Em primeiro deve-se ter em consideração a opção de não tratamento, que em alguns dos casos poderá ser a melhor opção. Esta opção pode ser concretizada de diferentes formas, como a procura de novas fontes de água não contaminadas ou a mistura de fontes de água (EPA, 2015).

Quando tal não é possível têm de se recorrer a tecnologias de tratamento como a troca iónica, osmose inversa, adsorção usando alumina ativada, adição de óxido de manganês hidratado, amaciamento por adição de cal entre outros.

2.2.2. Opção de não tratamento

2.2.2.1. Mistura de fontes

Na mistura de fontes água, este processo consiste em misturar duas fontes de água distintas: uma das fontes é a contaminada por radionuclídeos e a outra é uma fonte

onde não se verifiquem concentrações de radionuclídeos ou o mínimo possível. Esta fonte pode ser de origem superficial, subterrânea ou até água comprada, com a finalidade de diluir a concentração de radionuclídeos. Deve-se garantir que antes de a água chegar ao consumidor final foi efetuada a mistura nas proporções adequadas. Esta mistura pode ser efetuada num adutor comum ou num reservatório de armazenamento. A distância das duas fontes é um fator a ter em conta, pois quanto mais próximas estiverem, menor é a tubagem necessária e menor será o custo do transporte da água (EPA, 2015).

A proporção de água contaminada e não contaminada pode ser calculada de forma a não colocar em risco a saúde da população e permitir um fator de segurança abaixo do nível máximo do contaminante. Alguns Países definem fator de segurança específicos que tem de ser tidos em conta quando se efetua a mistura.

Através da expressão 4, é possível determinar o caudal da fonte de diluição.

$$Q_d = \frac{Q_{CS} \times C_{CS} - Q_{CS} \times C_t}{C_t - C_d} \quad (4)$$

Onde:

Q_d = Caudal da fonte de diluição

Q_{CS} = Caudal da fonte contaminada

C_{CS} = Concentração de contaminante na fonte contaminada

C_d = Concentração de contaminante na fonte de diluição

C_t = Concentração alvo final

2.2.2.2. Encontrar nova fonte

Encontrar uma nova fonte consiste em encontrar nas proximidades uma nova fonte que tenha concentrações baixas ou nulas de radionuclídeos. Esta opção é a mais adequada para sistemas quando existam várias fontes de captação de água, onde seja possível fazer uma gestão das fontes que contêm concentrações de radionuclídeos mais elevadas, usando as fontes contaminadas apenas em períodos sazonais. Para se conseguir gerir as fontes é necessário haver uma monitorização com uma certa periodicidade para controlar o nível máximo de contaminante na fonte contaminada quando esta está a ser utilizada. Antes de se realizar a alteração da fonte, deve-se avaliar

a qualidade da nova fonte de água para os níveis mais aceitáveis de radionuclídeos, isto porque uma baixa concentração de radionuclídeos não implica que os outros parâmetros ou contaminantes estejam aceitáveis. Uma simples alteração de pH, sólidos dissolvidos totais ou carbono orgânico total pode implicar alterações no processo de tratamento e alterações operacionais significativas. A grande limitação da mudança de fonte de água é o custo do transporte até a estação de tratamento e a sua disponibilidade (EPA, 2015).

As principais vantagens do não tratamento é não ser necessário dar formação aos operadores, não se produzem resíduos que mais tarde poderiam causar problemas de deposição e é um sistema de tratamento economicamente mais viável comparativamente com os sistemas de tratamento (EPA, 2015).

2.2.2.3. Compra de água

Esta opção de não tratamento de água consiste em comprar água a um outro sistema próximo que tenha condições e capacidade de fornecer a quantidade de água necessária. Para a implementação deste sistema é necessário construir infraestruturas de forma a transportar a água, o que implicaria um investimento inicial. Antes da implementação do sistema devem ser verificados os parâmetros da qualidade da água comprada (EPA, 2015).

2.2.3. Opção de tratamento

Quando as opções de não tratamento não forem eficazes, têm de se optar por outras soluções e escolher a melhor tecnologia de tratamento. Para escolher o tratamento mais adequado têm de se ter em conta as características da fonte da água, tamanho do sistema e a sua localização, a quantidade de água em média utilizada, as opções de deposição de resíduos produzidos e o nível de habilitação dos operadores.

No Quadro 3, são apresentados os principais tratamentos descritos nesta dissertação, que têm a maior capacidade de remoção para o rádio, urânio, alfa total e beta total.

Quadro 3 - Tecnologias de tratamento dos radionuclídeos e aplicabilidade (Adaptado da EPA, 2015).

Tecnologia de tratamento	Capacidade de remoção				Fontes de água
	Rádio	Urânio	Alfa total	Beta Total	
Osmose Inversa	x	x	x	x	As águas de superfície, requerem pré filtração
Troca Iônica	x	x	x	x	Todas as águas de superfície
Alumina ativada		x	x	x	Todas as águas subterrâneas
Coagulação / Filtração		x	x	x	Diversas fontes de água
Óxido de manganês hidratado	x		x	x	Todas as águas subterrâneas
Amaciamento por cal	x	x	x	x	Todas as fontes de água

2.2.3.1. Osmose inversa

O processo de osmose inversa consiste na separação de duas soluções através de uma membrana semipermeável, isto é, uma membrana que permite a passagem apenas do solvente (água) e não do soluto. Quando duas soluções com diferentes concentrações de soluto são separadas por uma membrana semipermeável, vai ocorrer uma diferença de potencial químico na membrana. Na osmose, a água irá naturalmente passar da solução de concentração mais baixa para a solução de concentração mais elevada. Num sistema com um volume finito, o fluxo vai continuar até a diferença de pressões equilibrar a diferença de potencial químico. Quando são utilizadas pressões elevadas fixadas entre 15 e 50 bar promove-se a passagem de água no sentido inverso, obtendo uma solução mais concentrada (WHO, 2011; Metcalf & Eddy, 2003). A água é forçada a passar através da membrana com poros de reduzido tamanho (inferiores a 0,002 μm), onde as moléculas com tamanho superior são rejeitadas bem como uma certa quantidade de água. A água tratada é recolhida do outro lado da membrana (EPA, 2015). Em algumas situações é necessário um pré-tratamento para evitar a obstrução da membrana, sendo que está sempre dependente das espécies que possam causar a obstrução. Quando tal ocorre a pressão exercida vai ser menor e vai haver um consumo maior de energia. Quando surge a precipitação do cálcio e do magnésio, tem-se uma perda da eficiência

da membrana. Como o cloro pode danificar alguns tipos de membrana, para evitar que se danifique a membrana, deve ser efetuada a cloração a jusante. Este sistema de tratamento têm uma remoção tão eficiente, pode reduzir a alcalinidade da água tratada, podendo tornar a água mais agressiva e com um pH mais baixo (Lesikar et al. 2006; Annanmaki et al. 2000).

Na Figura 5 apresenta-se o esquema de um sistema de tratamento por osmose inversa.

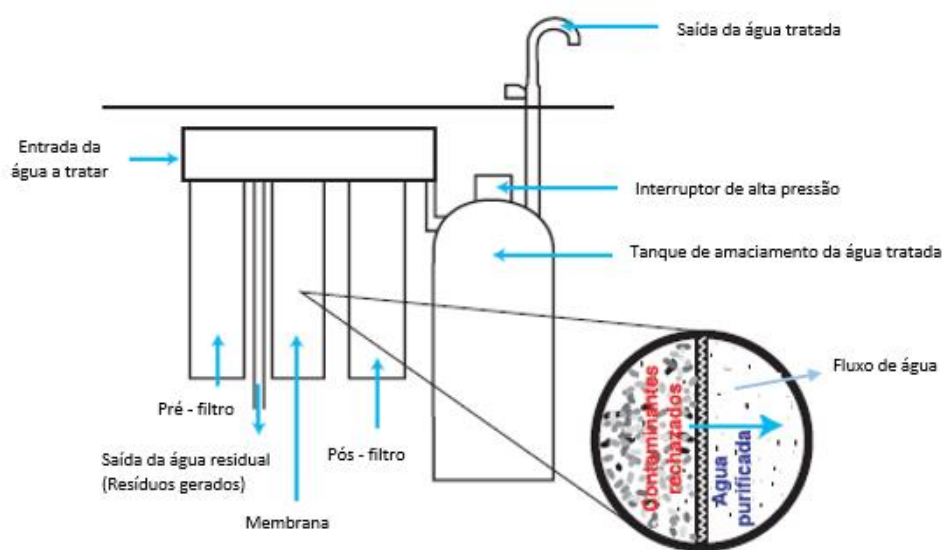


Figura 5- Esquema de uma unidade de tratamento por Osmose Inversa (Lesikar et al. 2006)

Este sistema gera resíduos que na sua grande maioria se referem ao concentrado líquido resultante do tratamento, o qual é necessário encaminhar para uma estação de tratamento de águas residuais (EPA, 2015).

Vantagens

Este sistema de tratamento tem como principal vantagem uma eficiência de remoção até de 99% dos radionuclídeos de urânio, rádio e das partículas alfa e beta, bem como outros contaminantes como o arsénio, nitrato e contaminantes microbianos (EPA, 2015).

Desvantagens

Apesar de apresentar uma boa eficiência de remoção, existem algumas limitações que podem condicionar o processo. Uma falha na membrana permite que os contaminantes passem para a água tratada e para evitar esta falha deve-se executar testes de integridade da membrana, utilizando métodos diretos para verificar as perdas de pressão e o seu encaixe. Deve também efetuar-se uma medição contínua de diversos parâmetros como sólidos dissolvidos totais e turvação. Face a estas necessidades é importante que os operadores possuam conhecimentos e sejam especializados. Para fornecer pressões elevadas a este sistema é necessário um consumo elevado de energia e as perdas do afluente variam entre 10% a 70% (EPA, 2015).

A osmose inversa só consegue produzir uma quantidade de água pequena, sendo que o tamanho do sistema para produzir água para consumo depende do caudal que se pretende tratar (Lesikar et al. 2006).

2.2.3.2. Troca iónica

No processo de troca iónica, a água contaminada passa através de uma resina que contém iões permutáveis, sendo que iões com maior afinidade para a resina vão desalojar os iões que apresentam uma menor afinidade e assim são removidos os radionuclídeos da água. Existem dois tipos de troca iónica, a troca aniónica e a troca catiónica. Na troca aniónica geralmente permuta o ião cloreto por contaminantes aniónicos, como o urânio, na troca catiónica por norma o ião sódio ou potássio é permutado por contaminantes catiónicos, como é o caso do rádio (EPA, 2015).

O processo de troca iónica pode ser realizado em modo descontínuo (sistema batch) ou contínuo. No processo descontínuo, a resina é agitada com a água a ser tratada num reator até a permuta estar completa. A resina utilizada é removida por sedimentação, e subsequentemente é regenerada e reutilizada. O processo contínuo consiste numa coluna com uma camada diferencial de resina pela qual se faz passar a água a ser tratada. A água entra na parte superior da coluna sob pressão (Figura 6), passa para baixo através do leito de resina e é removida na parte inferior. Quando a capacidade de resina estiver esgotada, a coluna é lavada de forma a ser regenerada (Metcalf & Eddy, 2003).

Caso se pretenda a remoção de dois contaminantes diferentes (combinação de íons positivos e negativos), por exemplo o urânio e o rádio existem resinas de leito misto onde é possível a sua remoção em simultâneo (Lesikar et al. 2006).

Quando se utilizam resinas de leito misto é possível eliminar os emissores beta total da água potável, sendo que outros íons como nitrato ou sulfato podem competir com os locais onde ocorre a permuta dos radionuclídeos na resina. Quando todos os íons originais na resina forem substituídos pelos contaminantes, esta deve ser substituída para evitar a passagem dos radionuclídeos (Lesikar et al. 2006).

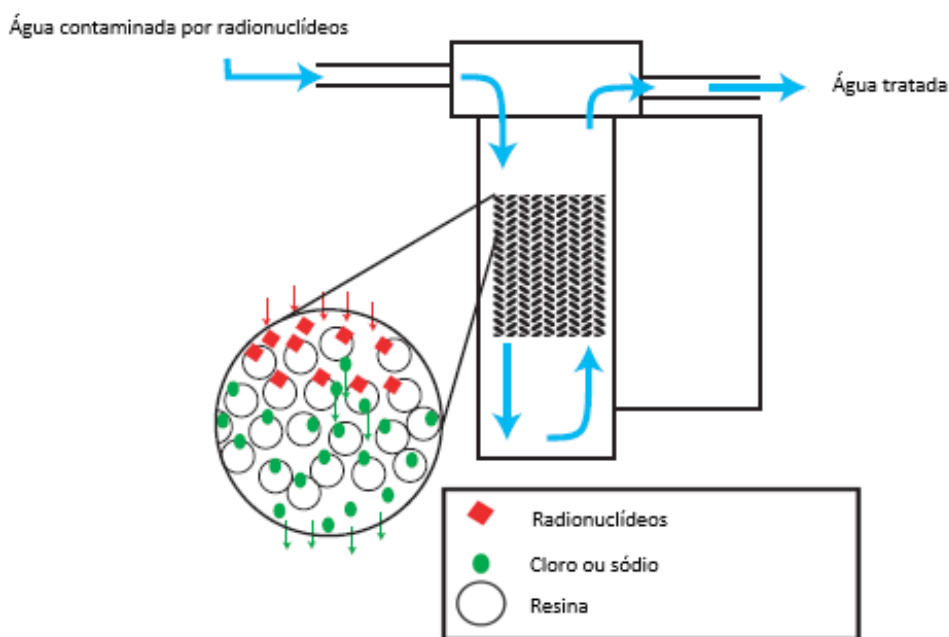
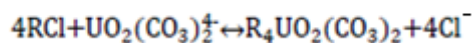
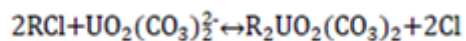


Figura 6 – Esquema do processo de troca iônica (Lesikar et al. 2006)

Aplicação ao urânio:

O tipo de resinas a utilizar, tanto as de troca aniônica como as de troca catiônica, para a remoção do urânio está dependente do pH, sendo que este determina a carga apresentada pelos complexos de urânio presente na água. No que diz respeito às águas para consumo humano, as mais indicadas são as resinas de troca aniônica, visto que nesta gama de pH, próximo de 7, predominam os complexos de urânio com carga negativa (Sabino, 2009).

Neste processo a água contaminada é encaminhada para o leito de resina aniônica fortemente básico sob a forma de cloreto, onde vão ocorrer as seguintes duas reações entre as resinas e os compostos de urânio (Sabino, 2009):



O R representa um local ativo de troca aniônica com a resina, os complexos uranilo-carbono do afluyente com maior afinidade para as resinas do que Cl^- , vão sendo removidos e substituídos ao mesmo tempo por Cl^- nos sítios ativos. A eficiência deste processo é elevada face a grande afinidade do $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{4-}$ para a resina, mas pode ser influenciada por diversos parâmetros como a concentração presente de urânio na água, o cloreto, o pH e o bicarbonato. Os carbonatos devem estar presentes uma certa quantidade de forma a fornecer carbonato aos complexos de urânio (Sabino, 2009).

Os resíduos gerados do processo de tratamento devem ser eliminados no local adequado visto que podem ser radioativos. (Lesikar et al. 2006).

Vantagens

Em termos de remoção do rádio, urânio, partículas alfa e partículas beta, o sistema de troca iónica é uma das melhores tecnologias disponíveis, pois pode remover até 99% destes contaminantes, sendo que a sua eficiência está dependente do tipo de resina a usar, do pH e dos iões competitivos. O funcionamento das colunas de troca iónica poderem ser automatizadas. Para além dos contaminantes acima referidos este sistema tem a particularidade de poder eliminar outros contaminantes como o cálcio, magnésio, manganês e ferro (EPA, 2015).

Desvantagens

Uma das desvantagens deste tipo de sistema é o facto de apenas ser apropriado para sistemas de pequenas dimensões. A presença de outros iões como os sulfatos e outros iões pode reduzir a eficiência do processo, pois implicaria uma redução da capacidade da resina para o radionuclídeo que se pretende retirar. As resinas aniónicas na presença de oxidantes como é o caso do cloro, podem ser danificadas. Se não se conseguir evitar a pré oxidação, o oxidante deve ser doseado de forma a que a sua presença na água a tratar, seja reduzida quando ocorre a sua entrada na coluna de troca de iões (EPA, 2015).

Com a utilização desta tecnologia de membranas é gerado um concentrado altamente radioativo (15-25%), que terá de ser eliminado de acordo com os

regulamentos locais. Este tipo de tratamento apresenta custos elevados quer de operação quer de instalação (Munter, 2013).

A eficácia deste sistema de tratamento pode ser comprometida quando existe uma quantidade excessiva de sólidos totais em suspensão. Para evitar os sólidos em excesso deve ser instalado um filtro para um pré-tratamento (Lesikar et al. 2006).

2.2.3.3. Adsorção por alumina ativada

A adsorção é o processo de acumulação de substâncias que estão em solução em uma interface adequada. A adsorção é uma operação de transferência de massa na medida em que um componente na fase líquida é transferido para a fase sólida. O adsorvente é a substância que está a ser removida na fase líquida na interface (Metcalf & Eddy, 2003).

A utilização da alumina ativada é um processo físico químico em que o contaminante que está presente na água vai ser adsorvido pela superfície oxidada (Sousa, 2013). A tecnologia de alumina ativada utiliza um meio poroso de alumínio granular, com o objetivo de adsorver os iões que estão presentes em solução. Os meios porosos de alumínio podem ser regenerados através de uma série de lavagens ou quando estes se encontram saturados devem ser substituídos (EPA, 2015). A regeneração passa por uma série de processos onde é usada uma base forte para a sua regeneração (usado na grande maioria hidróxido de sódio), em seguida uma lavagem da coluna com água e por fim adiciona-se um ácido forte com o objetivo de proceder a neutralização (normalmente é usado ácido sulfúrico) (EPA, 2015). Na Figura 7 está representado um esquema do processo de tratamento com alumina ativada.

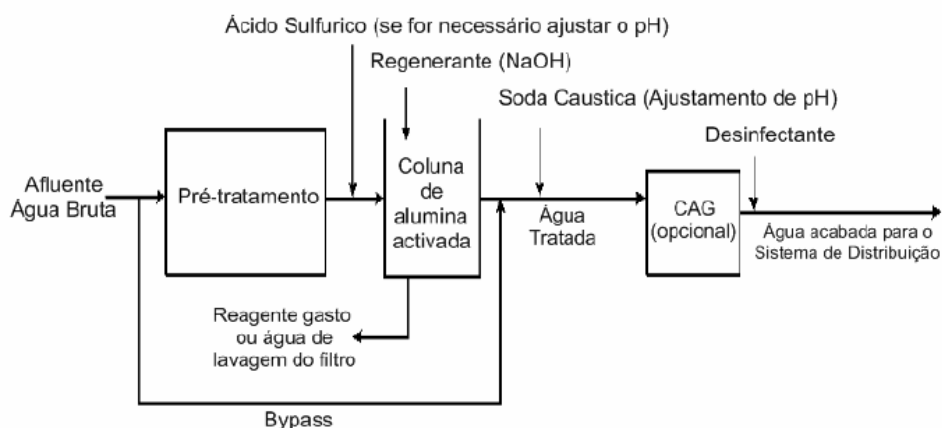


Figura 7 - Esquema do processo tratamento alumina ativada (Sabino, 2009)

Os resíduos provenientes do tratamento podem incluir as águas das lavagens para regenerar os meios porosos, as águas de neutralização (ácido) e meios envelhecidos. Para a eliminação destes resíduos líquidos, os mesmos devem ser direcionados para uma estação de tratamento. A descarga direta no meio é uma opção que não se pode considerar de forma a evitar as soluções ácidas, face às concentrações elevadas de radionuclídeos. Em algumas das situações o melhor é optar por eliminar os meios que já se encontram esgotados, em vez de os tentar regenerar (EPA, 2015).

Vantagens

Têm como vantagem ser uma pequena tecnologia que é utilizada especialmente para a remoção de urânio, com uma eficiência que pode chegar aos 99%. Para além de remover o urânio, também é eficaz na remoção de outros iões, como o fluoreto, sulfato, arseniato e selenato (EPA, 2015).

Desvantagens

As principais limitações que apresenta a alumina ativada na remoção do urânio, traduzem-se no facto de depender do pH e das concentrações dos outros iões. Quando se pretende a remoção de vários contaminantes, a eficiência de remoção pode ser afetada. Por exemplo no caso da remoção de arsénio, o pH ótimo situa-se entre 5,0 e 6,0, mas se pretender a remoção em simultâneo do urânio, a eficiência de remoção baixa, visto que o urânio a este pH é uma molécula neutra. Para o bom funcionamento deste sistema é necessário ter um operador devidamente qualificado, visto que este é muito sensível ao pH (EPA, 2015).

2.2.3.4. Adição de óxido de manganês hidratado pré formado

A adição de óxido de manganês hidratado (HMO) é uma tecnologia identificada pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) como uma tecnologia aceitável para a remoção de rádio nas águas subterrâneas. Esta tecnologia adapta-se a sistemas de pequenos e média dimensão. O processo em si baseia-se na afinidade natural do rádio ser adsorvido pelo óxido de manganês. Para a adição de HMO, é necessária uma pré-preparação e controlar a dosagem da solução de óxido de manganês

pré formada, na água bruta a tratar antes de ocorrer a filtração. O rádio é adsorvido na superfície das partículas de HMO, que posteriormente vão ser filtradas (Figura 8).

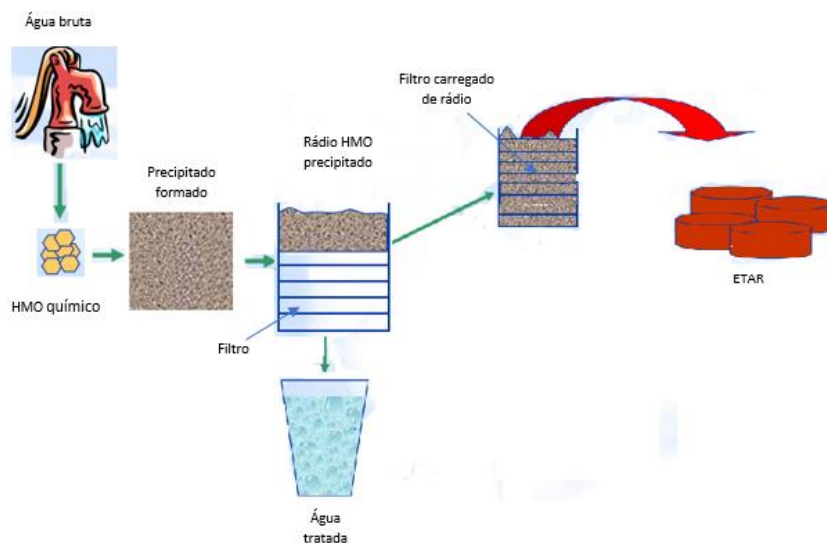


Figura 8 – Esquema do tratamento por Adição de Oxido de Manganês Hidratado (HMO) pré formado para remoção rádio (Adaptado WRT).

Esta tecnologia pode ser integrada numa instalação de tratamento de água já existente, removendo o ferro e/ou manganês, ou pode ser usada em uma estação de tratamento especificamente para a remoção de rádio (Tonka Water, 2014).

Esta tecnologia apesar de apresentar uma boa percentagem de remoção do rádio, não é muito recomendada visto que corre o risco de existir uma concentração acumulada de rádio no filtro e seu manuseamento tem de ser efetuado de forma cuidadosa (Munter, 2013).

Os resíduos gerados por este sistema de tratamento são as águas de lavagem, lamas e os meios de filtração que têm de ser substituídos quando estão danificados ou são ineficazes. Os resíduos líquidos devem ser encaminhados para uma ETAR. Os meios de filtração devem seguir para aterro apropriado (EPA, 2015).

Vantagens

As principais vantagens apresentadas por este sistema de tratamento são a eficiente remoção do rádio, sendo que o óxido de manganês hidratado pré formado também remove arsénio. É uma boa opção para sistemas com filtração já implementada, sendo que a adição do óxido de manganês é relativamente fácil. Não é necessário manipular produtos químicos perigosos no local e simplifica o trabalho do operador (EPA, 2015).

Desvantagens

Como limitações os óxidos de manganês hidratados têm de ser doseados com elevado rigor, se for em demasiada quantidade colmata o filtro e se for por defeito não vai ser eficaz como o desejado. Quando a água apresenta uma dureza elevada ocorre uma remoção melhor do arsénio e quando os níveis de ferro são elevados podem ocorrer competição deste elemento pelos locais de adsorção do rádio e então a sua eficiência é mais reduzida (EPA, 2015).

2.2.3.5. Coagulação/Filtração

A coagulação/filtração é um processo de destabilização e precipitação das partículas, podendo a matéria coloidal ser posteriormente removida por gravidade ou por filtração, após as alterações que sofreu das suas propriedades físico químicas. Ao adicionar-se o coagulante à solução vai alterar-se, a polaridade da superfície das partículas coloidais, promovendo a sua aglomeração e originando flocos grandes e densos, através das colisões entre partículas. Deste modo é facilitada a sua remoção, nomeadamente por filtração. Os coagulantes mais utilizados para o tratamento de água são os sais de ferro e o alumínio (Sousa, 2013; Metcalf & Eddy, 2003).

A teoria das reações de coagulação química é complexa. As reações simplificadas usadas, por vezes, na literatura para descrever os processos de coagulação e precipitação química deverão ser consideradas como aproximações, uma vez que na realidade elas podem não ocorrer exatamente conforme indicado. As reações de coagulação são muitas vezes incompletas, e podem ocorrer várias reações secundárias com outras substâncias nas águas residuais, dependendo das características dessas águas, que variará ao longo do dia, bem como de forma sazonal (Metcalf & Eddy, 2003).

Esta técnica de tratamento de água é das mais utilizadas e mais comuns, em sistemas de água de maiores dimensões, é usada para remover partículas coloidais e a turvação das águas superficiais. Na posterior remoção normalmente são utilizados os filtros de areia, de carvão antracite ou os dois em simultâneo (EPA, 2015). Na Figura 9 está representado um esquema deste tipo de tratamento.

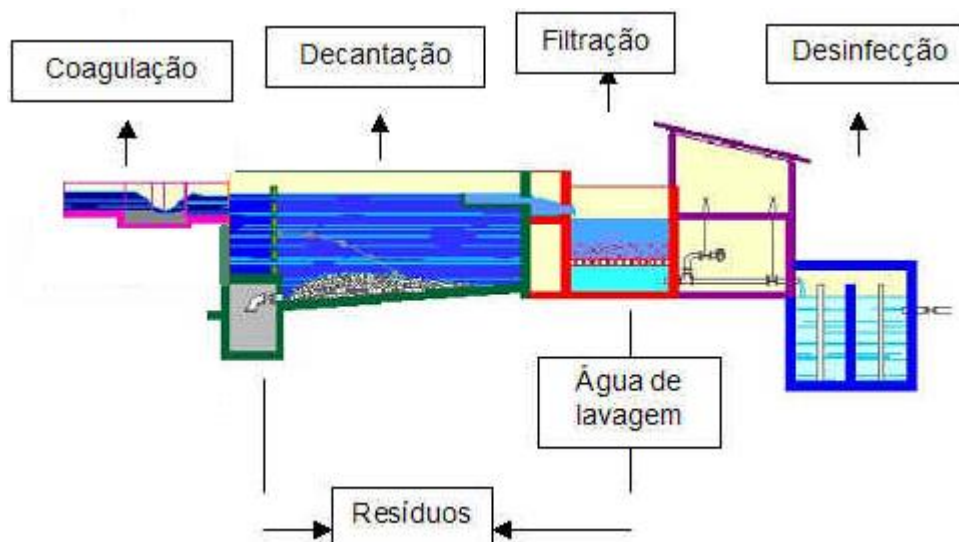


Figura 9 – Esquema de tratamento por coagulação / filtração (Adaptado da BDT)

Os resíduos gerados pelo próprio sistema são as águas de lavagem, lamas e os meios de filtração envelhecidos e ineficazes. Estes meios envelhecidos devem ser encaminhados para o local adequado como os aterros sanitários (EPA, 2015).

Vantagens

Esta tecnologia apresenta uma eficiência que pode chegar aos 90% na remoção do urânio para um pH de 10 e também pode remover o arsênio, manganês e ferro. A eficiência na remoção do urânio está muito dependente do valor de pH, sendo que a remoção do urânio seja mais eficiente para pH elevados. Na remoção da turvação já não se verifica o mesmo. Este sistema pode tornar-se ainda mais interessante quando na estação de tratamento já existe um processo de filtração (EPA, 2015).

Desvantagens:

É necessário o operador ter as habilitações necessárias para o bom funcionamento do processo. A eficácia do coagulante está dependente do pH e a eficiência de remoção está dependente das espécies de urânio presentes na água. Apresenta como desvantagens a ineficiência na remoção do rádio (EPA, 2015).

Também neste tipo de sistema é necessário conhecer muito bem as características da água a tratar, especialmente o pH. Esta tecnologia normalmente é utilizada para sistemas de águas superficiais, sendo que o urânio se encontra principalmente em águas profundas (EPA, 2015).

2.2.3.6. Amaciamento por adição de cal

O amaciamento utilizando cal é um processo de tratamento físico – químico em que é adicionada cal hidratada ou cal viva de forma a elevar o pH (reduzindo a dureza) da água bruta de forma a fazer precipitar o cálcio (EPA, 2015).

A dureza da água é devida a presença de íons de magnésio e cálcio. Ao adicionar cal estamos a fornecer íons de hidróxido, aumentando o pH e formando precipitados de carbonato de cálcio (CaCO_3) e hidróxido de magnésio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), sendo estes precipitados removidos mais tarde por decantação / filtração. Este processo de tratamento resume-se a uma mistura rápida de cal com a água bruta e os flocos formados vão ser sedimentados e por fim ocorre a filtração (Sousa, 2013). Na Figura 10 está representado um esquema de tratamento por amaciamento através da adição de cal.

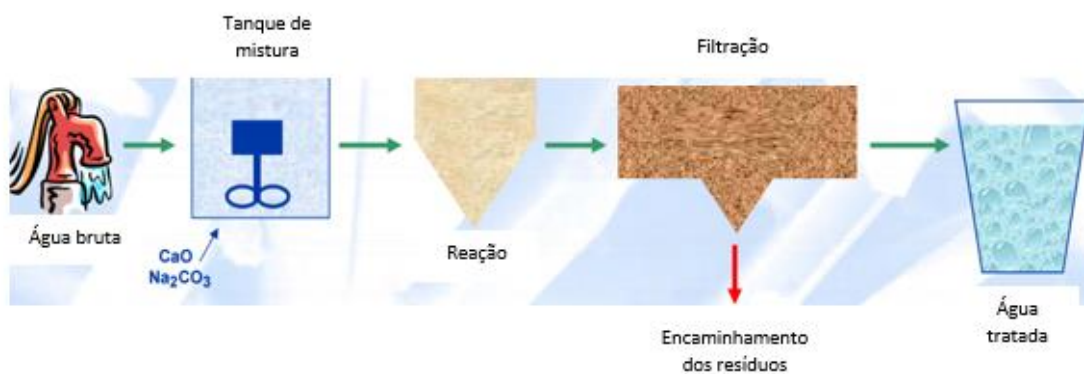


Figura 10 – Esquema de tratamento por amaciamento através adição de cal (Adaptado WRT)

Para que este sistema de tratamento seja eficiente na remoção do urânio, o pH deve ser superior a 10,6 sendo que a combinação de cal e do hidróxido de magnésio consegue ter uma eficiência de remoção de 93 a 99%. Quando os valores de pH se encontram entre os 8,5 e 10,6 a eficiência de remoção do urânio é apenas de 10 a 30%. Para além da remoção do urânio também é possível a remoção de rádio, desde que o pH se encontre entre 9,5 e 11 sendo esperadas uma eficiência de remoção entre 50 a 80% (Sabino, 2009)

Os resíduos gerados são as águas de lavagem, lamas e os meios de filtração. A concentração de radionuclídeos pode ser elevada nestes resíduos (EPA, 2015).

Vantagens

O amaciamento por cal tem como vantagem a remoção de rádio e urânio, quando este é feito de forma convencional em um único estágio. Pode remover entre 50 a 80% de rádio, quando o amaciamento é aumentado pode remover até 90% de rádio e urânio bem como o arsênio, manganês e ferro (EPA, 2015).

Desvantagens

As principais desvantagens deste sistema de tratamento é que a água se pode tornar agressiva e ser necessário adicionar materiais inibidores de corrosão á água tratada de forma a não danificar o sistema de distribuição. O pH tem de ser superior a 10,6 e tem de estar presente magnésio em quantidades suficientes para uma remoção eficiente do urânio. Quando o amaciamento é aumentado os custos são mais elevados e é necessário conhecimento de química de forma a executar a operação. Este sistema de tratamento é mais adequado a sistemas de tratamento de grandes dimensões (EPA, 2015).

Na Tabela 7, são apresentadas as eficiências de remoção (%) dos principais radionuclídeos dos sistemas de tratamento apresentados nesta dissertação.

Tabela 7 - Eficiência de remoção dos diferentes tratamentos (OMS, 2011; EPA 2015)

Tecnologia de tratamento	Rádio	Urânio
Osmose Inversa	70 - 90%	70 - 90 %
Troca Iônica	40 – 70%	40 – 70%
Alumina ativada	-	Até 99%
Coagulação / Filtração	-	50 – 90%
Óxido de manganês hidratado HMO	até 90%	-
Amaciamento por cal	50 – 80%	até 90%

A osmose inversa é dos processos que apresenta uma eficiência de remoção melhor. Segundo Havener (2007), a osmose inversa demonstrou uma capacidade de

remoção de rádio de 87 – 98% em água potável e obteve-se uma eficiência de remoção semelhante para a atividade alfa e beta total

Os custos dos processos de tratamento osmose inversa, troca iônica, método baseado em MnO₂ e amaciamento por cal são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Custos operacionais dos processos de tratamento (Munter, 2013)

Processo de Tratamento	Custo total, (eur / m³)
Osmose Inversa	0,092 – 0,11
Troca iônica	0,07 – 0,19
Amaciamento por cal	0,07 – 0,19
Método baseado MnO₂	0,07 – 0,19

A osmose inversa é o sistema de tratamento que apresenta o intervalo de custos menor e todos os outros processos de tratamento se encontram no mesmo intervalo de custos por metro cúbico de água tratada.

3. Caracterização dos casos de estudo

Este trabalho desenvolve a análise da radioatividade em 4 realidades distintas: três dizem respeito aos rios Mondego, Zêzere e Tejo que potencialmente são fontes de água para consumo. A outra situação está associada a uma captação subterrânea de água para consumo humano de um município português, com variação sazonal.

A bacia hidrográfica do rio Mondego (Figura 11) tem uma área de 6645 km² e localiza-se na região centro de Portugal. Têm uma forte variação sazonal de caudal associado a eventos de cheia e seca. Este é o 5º maior rio português e têm uma extensão de 258 km. Nasce na Serra da Estrela e desagua na Figueira da Foz. Esta bacia hidrográfica encontra-se muito regularizada por barragens que foram construídas ao longo da sua bacia (SNIRH)

A partir da carta litológica do atlas do ambiente a bacia do rio mondego é constituída na sua grande maioria por granitos e afins (40%), xistos (27%), areias cascalheiras e aluviões (20%) e calcários e grés (6%).

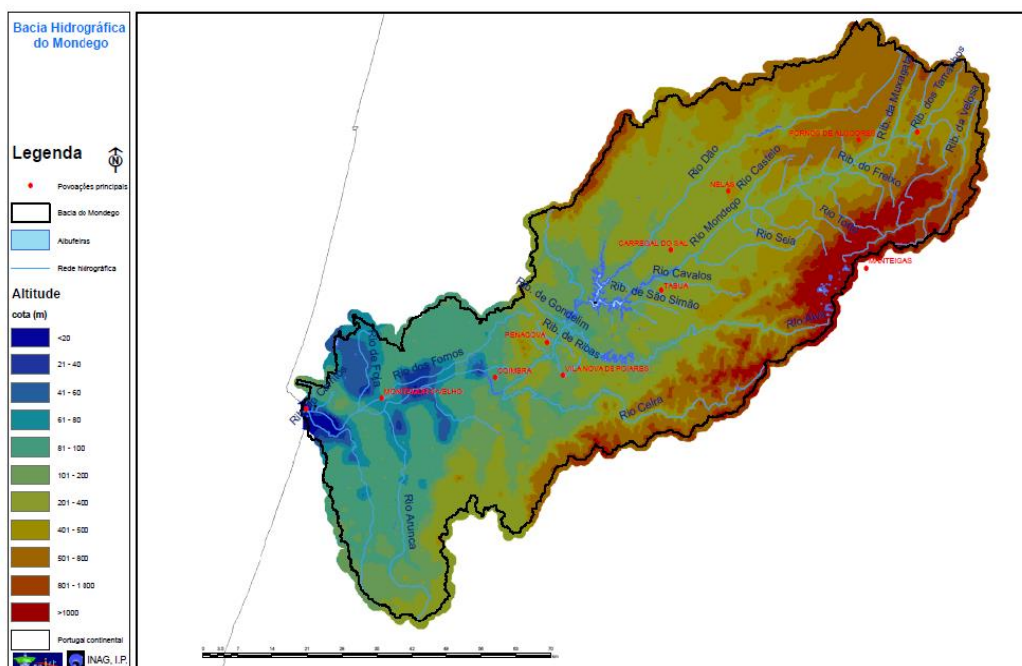


Figura 11 - Bacia hidrográfica do rio Mondego

O rio Zêzere nasce na Serra da Estrela a uma altitude de 1900 m, têm um comprimento de 214 km. Este segue para sudoeste em direção ao rio Tejo onde vai desaguar. A área da sua bacia é de 5043 km² e tem como afluentes principais o Nabão, Ribeira de Meimoa, Ribeira da Pampilhosa, Ribeira da Sertã, Isna, Ribeira de Inguias,

Ribeira de Alge, Ribeira de Bezelga e Ribeira de Cortes. Dentro do período de análise de resultados foram recolhidas amostras mensalmente na Barragem de Castelo de Bode (SNIRH).

A partir do Sistema Nacional de Informação dos Recursos do Litoral, a bacia do rio Zêzere (Figura 12) é constituída principalmente por xistos (53,7%), granitos e afins (15,9%), arenitos, calcários, calcários dolomíticos e margas (18%), e em menor quantidade quartzo (4,9%)

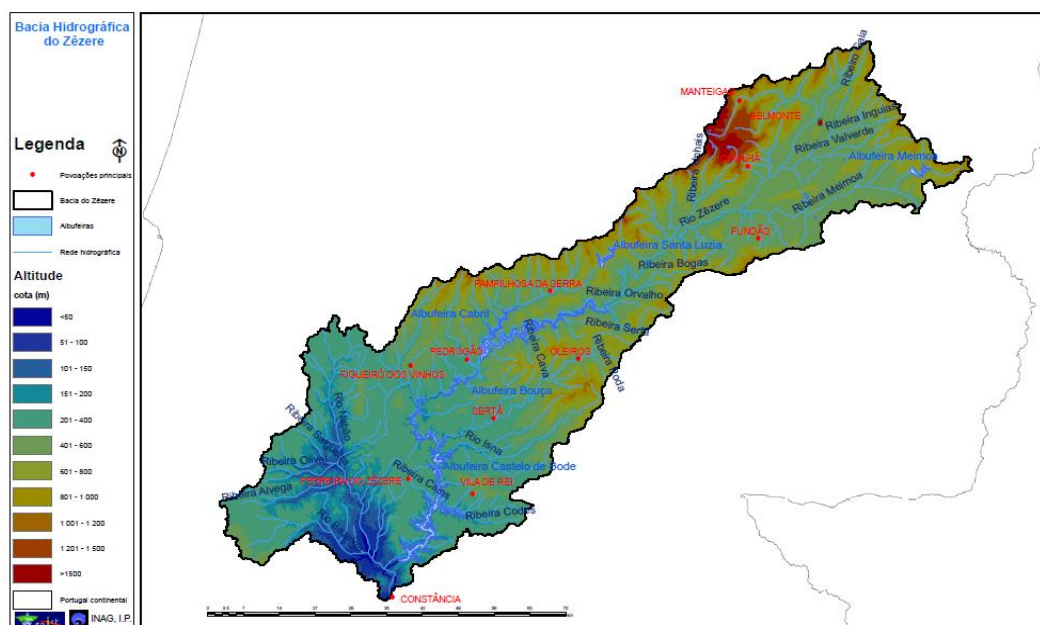


Figura 12 - Bacia hidrográfica do rio Zêzere

O rio Tejo é o rio mais extenso da Península Ibérica. Este nasce em Espanha a uma altitude de 1593 m, tem um comprimento de 1007 km e a áreas da sua bacia é de 80 600km², sendo que em território nacional é apenas de 24 850 Km² (SNIRH).

A partir da carta Litológica do atlas do ambiente, a bacia do rio Tejo (Figura 13) é constituída principalmente por areias, cascalheiras e aluviões (39%), xistos (32%), granitos (14%) e em menor quantidade quartzitos (2%).

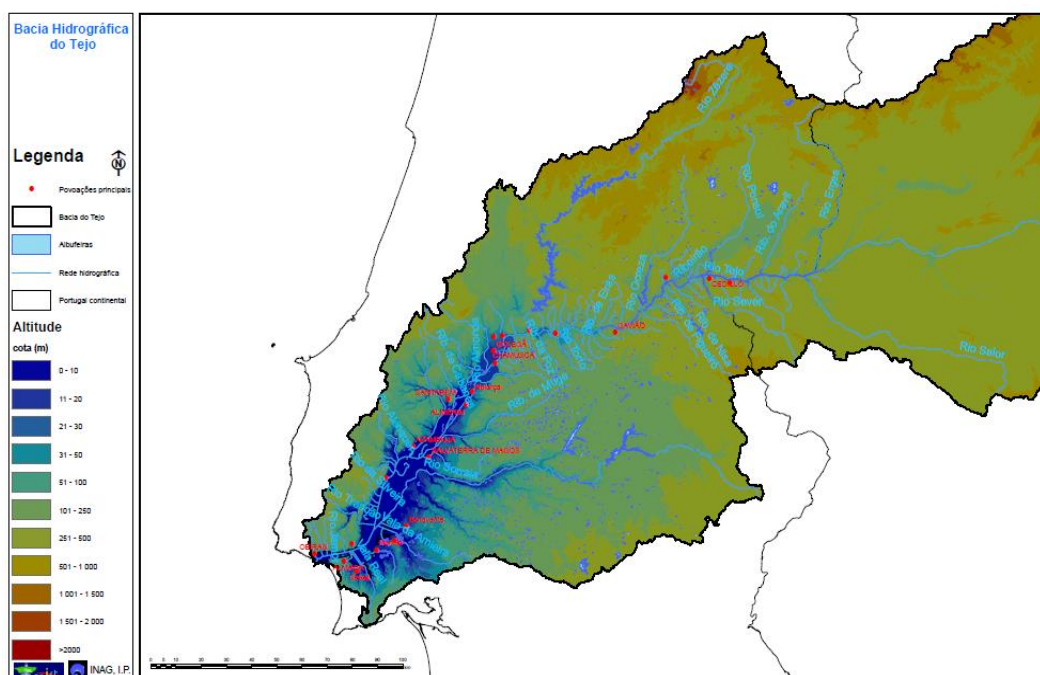


Figura 13 - Bacia hidrográfica do rio Tejo

No caso de estudo associado ao município, foi avaliada a qualidade da água destinada a consumo humano. O município localiza-se em Portugal continental, tem uma área de aproximadamente 125 Km², e uma população a abastecer de cerca de 12 000 habitantes (2011). Este número aumenta na época balnear o que implica um maior consumo de água, durante este período. O município situa-se numa região de clima quente e temperado. Nos meses de verão apresenta uma pluviosidade baixa em comparação com os meses de inverno. A temperatura média anual é cerca de 15°C e apresenta uma pluviosidade média anual próxima dos 1000 mm.

Apesar da população ser abastecida através de diversos furos, os dados disponíveis para análise são relativos apenas a um deles. Na época balnear ou em situações pontuais, nas quais se verifica um consumo mais elevado de água, este furo, adicionalmente com os restantes, assegura o abastecimento da população. Para além dos furos de captação própria a população também é abastecida com água de compra. O único tratamento que a água sofre antes de ser injetada na rede pública é uma desinfeção por adição de cloro.

4. Metodologia

De modo a concretizar os objetivos do trabalho de estágio profissionalizante a metodologia adotada baseia-se no desenvolvimento de seguintes conjuntos de atividades, pesquisa bibliográfica sobre a radioatividade em especial atenção nas águas de consumo de forma a facilitar a compreensão do tema. Foram efetuadas pesquisas em artigos científicos, dissertações relacionadas com o tema e alguns livros de referência. Além da pesquisa já referida foi sistematizada toda a informação.

A análise dos níveis de radioatividade nos rios Mondego, Tejo e Zêzere, entre 2010 e 2015 teve por base os valores analíticos de vários radionuclídeos disponibilizados pelo ITN, no âmbito do Programa de Monitorização Radiológica Ambiental.

Estes dados divulgados no ITN foram transpostos para um ficheiro Excel para analisar e de forma a perceber a evolução ao longo do tempo. As amostras de água foram recolhidas em locais de água corrente ao longo do leito dos referidos rios, afastados da margem a cerca de 20 cm da superfície. As amostras de água foram recolhidas em bidons de plástico, de acordo com as Normas ISO 56667-5 (1996) e devidamente identificadas.

Na bacia hidrográfica do rio Mondego foram avaliados 8 radionuclídeos diferentes (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{235}U , ^{230}Th , ^{210}Pb e ^{232}Th entre 2010 a 2015. Os locais de amostragem de ano para ano variam, sendo que existem alguns locais que coincidem, em diferentes anos. Foram obtidos gráficos da evolução anual dos radionuclídeos ao longo da bacia. A evolução média anual também foi representada de forma a perceber a sua evolução desde o ano 2010 a 2015. Foram recolhidas amostras em 16 locais distintos, sendo eles (de montante para jusante) Nascente do Mondego, Porto da Carne, Lajeosa do Mondego, Fornos de Algodres, Ribamondegó, Póvoa de Cervães, Carvalhal da Loíça, Caldas de Felgueiras a montante e jusante, Póvoa de Midões, Barragem da Aguieira, Barragem da Aguieira 2, Raiva, Coimbra e Formoselha.

No rio Zêzere e no rio Tejo foram quantificadas as concentrações dos radionuclídeos artificiais, ^{137}Cs e ^{90}Sr , as concentrações de alfa e beta total, ^{40}K e o beta residual. No rio Zêzere as amostras foram recolhidas na barragem de Castelo de Bode, mensalmente, entre 2010 a 2015. A concentração do radionuclídeo ^{40}K foi quantificado, este apenas deve ser quantificado quando a atividade beta total é superior a 1 Bq L^{-1} , o que não é o caso.

No rio Tejo os locais de amostragem dividiram-se em quatro, Vila Velha de Rodão, Barragem de Fratel, Barragem de Belver e Valada do Ribatejo. Em Vila Velha de Rodão e Valada do Ribatejo as amostragens foram mensais, enquanto que nos outros locais foram realizadas as amostras trimestrais.

O designado caso de estudo do município, surgiu no seguimento do estágio realizado no Centro Tecnológico de Gestão Ambiental (CTGA). Existe o problema de um dos furos do município, possui normalmente um excesso de radionuclídeos e por consequência a elevada atividade alfa e beta total.

Os parâmetros (temperatura, cor, turvação, pH, manganês e ferro) da água de consumo foram por mim analisados no laboratório da CTGA, após a receção das amostras. São efetuadas duas recolhas semanais da água bruta, para posterior análise.

Os resultados apresentados de pH, temperatura, cor, manganês, ferro e turvação são relativamente ao furo em estudo, durante o ano X, num mês de verão e num mês de inverno, coincidentes com os resultados das análises radiológicas. Foram efetuadas análises radiológicas nos mesmos períodos onde são apresentados os resultados de alfa total, beta total e ainda os radionuclídeos de radio 227 e rádio 228, estas foram realizadas em laboratório externo.

A temperatura e o pH são determinadas através de um controlador portátil assim que as amostras chegam ao laboratório. A turvação é medida através de um turbidímetro portátil. Os restantes parâmetros são determinados através de um espectrofotómetro, recorrendo aos procedimentos específicos para cada um dos parâmetros a analisar.

Para determinar a concentração de Manganês presente na água, pipeta-se 8 ml de amostra para o tubo teste; adiciona-se uma dose do reagente Mn-1, agitar até o reagente estar completamente dissolvido; adicionar com uma pipeta 2ml do reagente Mn-2 e misturar; adicionar 3 gotas do reagente Mn-3, misturar cuidadosamente, adicionar com uma pipeta 0,25ml do reagente Mn-4 e misturar cuidadosamente, por fim esperar 10 minutos (tempo da reação) e ler no espectrofotómetro;

Para determinar a concentração de Ferro pipeta-se 5 ml de amostra para o tubo teste; adiciona-se 3 gotas do reagente Fe-1, misturar e por fim esperar 3 minutos (tempo de reação) e ler no espectrofotómetro;

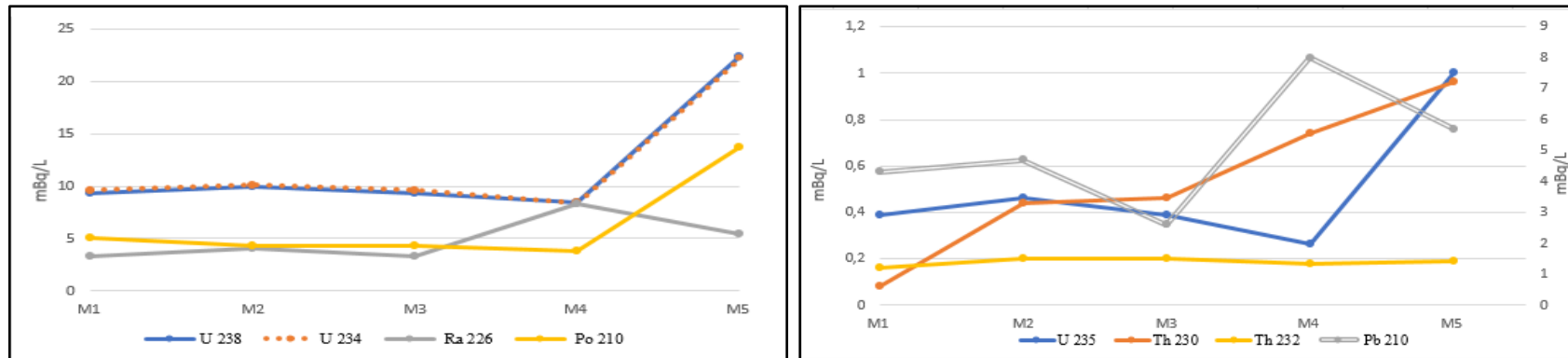
Apesar de serem recolhidas duas amostras semanalmente, os resultados apresentados referem-se apenas a um mês de inverno e um mês de verão, correspondentes ao mesmo período das análises radiológicas efetuadas á água em laboratório externo.

5. Resultados e Discussão

5.1. Rio Mondego

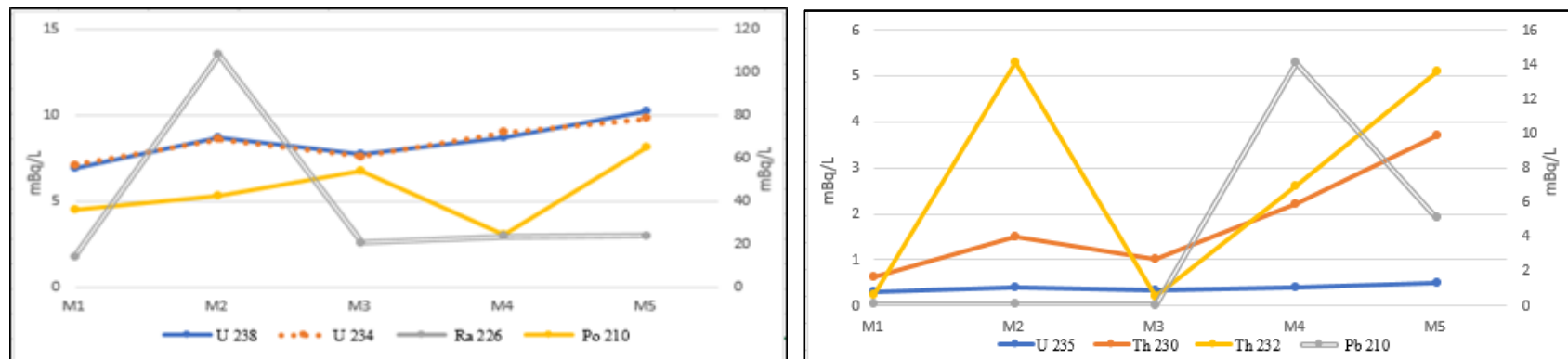
Nos gráficos da Figura 14 estão representadas as concentrações dos radionuclídeos de 2010 a 2015 no rio Mondego. A sua concentração está expressa em mBq L^{-1} de forma a facilitar a visualização e interpretação dos gráficos, sendo que as concentrações apresentadas são reduzidas. A leitura dos valores da concentração radionuclídeos ^{210}Pb de 2010 a 2015 e o ^{226}Ra de 2011 estão representados no eixo secundário do gráfico.

Ano 2010



M1 – Montante, M2 – Jusante, M3 – Jusante, M4 – Jusante, M5 - Barragem da Aguieira

Ano 2011

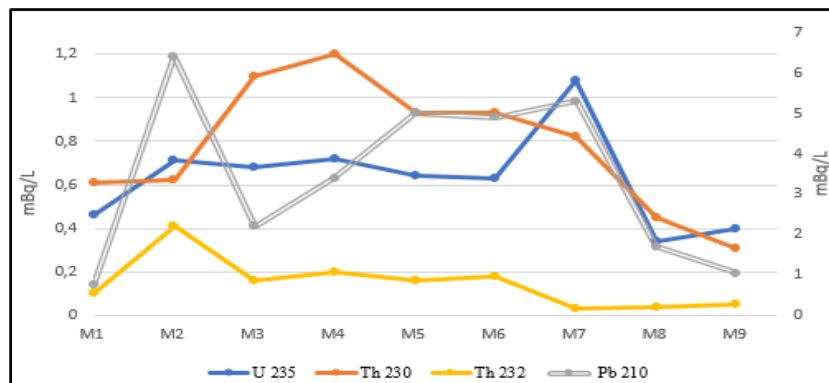
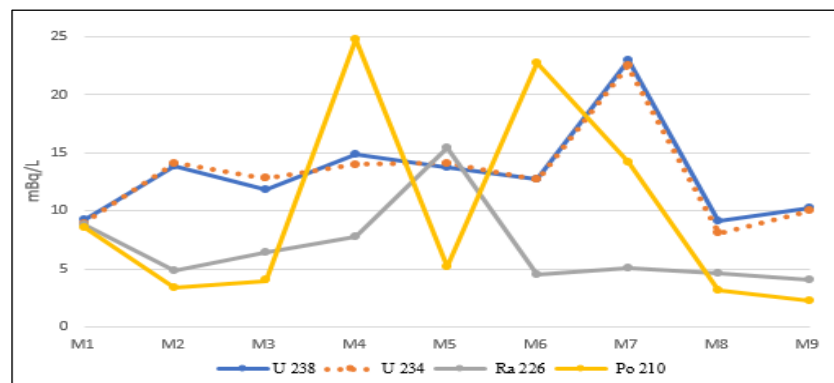


M1 - P. Cervães, M2 - Carvalho da loiça, M3 - C. Felgueira, M4 - Jusante C. Felgueiras, M5 - B. Aguieira

Figura 14 - Concentração dos radionuclídeos ao longo do tempo no rio Mondego

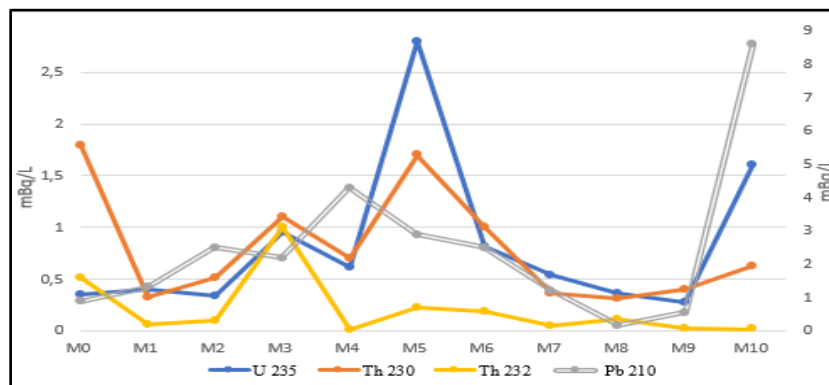
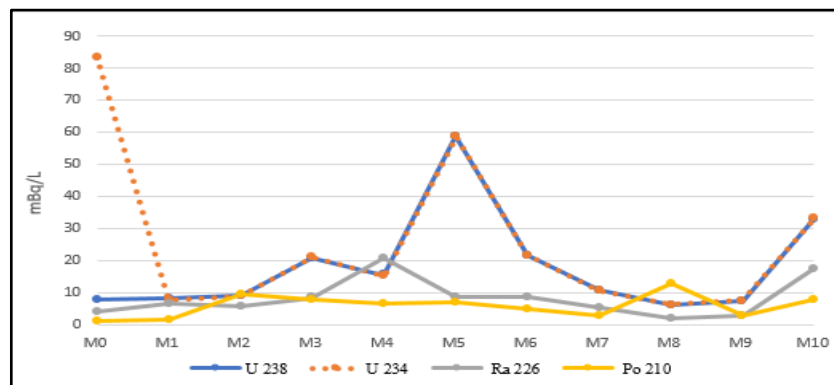
Continuação da Figura 14

Ano 2012



M1 – Lageosa, M2 - F. Algodres, M3 – Ribamondego, M4 - P. Cervães, M5 - C. Loíça, M6 - C. Felgueira Montante, M7 - C. Felgueira Jusante, M8 B. Aguieira, M9 - B. Aguieira

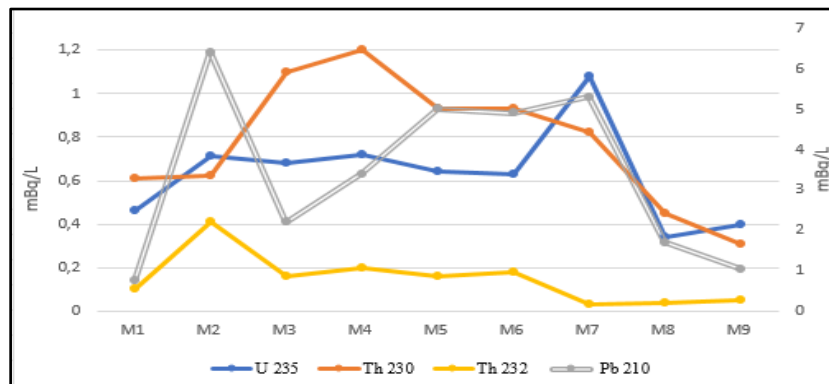
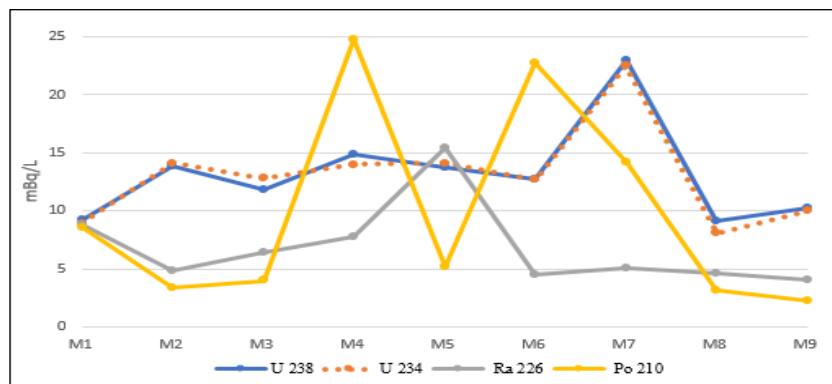
Ano 2013



M0 – Nascente, M1 - Porto da Carne, M2 – Ribamondego, M3 - P. Cervães, M4 - C. Felgueira Montante, M5 - C. Felgueira Jusante, M6 - Póvoa Midões, M7 - B. Aguieira, M8 - B. Raiva, M9 – Coimbra, M10 – Formoselhe

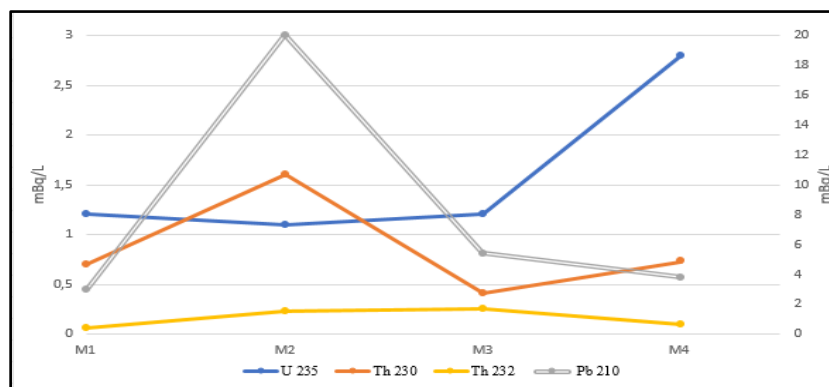
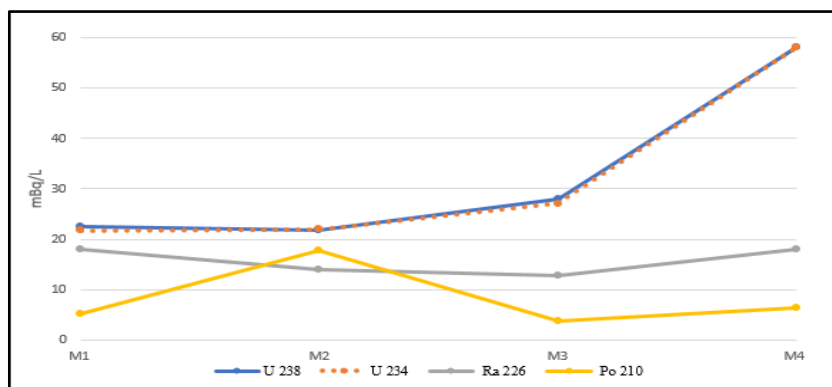
Continuação da Figura 14

Ano 2014



M1 – Ribamondego, M2 - C. Loiça, M3 - C. Felgueira Montante, M4 - C. Felgueira Jusante, M5 - B. Aguiera, M6 - B. Aguiera

Ano 2015



M1 - P. Cervães, M2 - C. Felgueira montante, M3 - C. Felgueiras jusante, M4 - B. Aguiera

As concentrações dos radionuclídeos são relativamente baixas, podendo-se considerar algumas delas praticamente nulas. As concentrações do ^{238}U e do ^{234}U são da mesma ordem de grandeza, tendo uma variação muito reduzida. Mesmo assim as concentrações mais elevadas, foram registadas na barragem da Agueira nos anos de 2010, 2011, 2014 e 2015. Nos anos de 2010 e 2011 as concentrações daqueles radionuclídeos foram superiores a 20 mBq L^{-1} , em 2014 variou entre 54 e 36 mBq L^{-1} enquanto que no ano de 2015 a concentração subiu para 60 mBq L^{-1} , apresentando uma tendência de aumento da concentração ao longo do tempo.

O ^{235}U é dos que apresenta concentrações mais baixas, ao longo da bacia. As suas concentrações têm tendência a aumentar quando se compara o primeiro local de amostragem (M1) e a Barragem da Agueira, que normalmente é o ultimo local de amostragem, verificou-se nos anos de 2010, 2011, 2013, 2014 e 2015.

O rádio (^{226}Ra) mantém-se estável, ao longo do curso do rio Mondego, pois a sua concentração inicial é semelhante à concentração final e a concentração é baixa ao longo de todos os locais de amostragem, em todos os anos. No ano 2011, foi onde se verificou a maior variação ao longo do rio, inicialmente, tinha uma concentração de $14,3 \text{ mBq L}^{-1}$ e terminou na Barragem da Agueira com 24 mBq L^{-1} , tendo a sua concentração chegado aos 108 mBq L^{-1} em Carvalhal da Loiça.

O polónio (^{210}Po) é o radionuclídeo que apresenta concentrações mais baixas em comparação com os mencionados anteriormente com exceção do ano 2012 onde este sofre uma grande variação da sua concentração entre Ribamondego e Caldas de Felgueira. Na Barragem da Agueira, no mesmo ano, a sua concentração é mais baixa ($2,2 \text{ mBq L}^{-1}$) do que na Lageosa ($8,6 \text{ mBq/L}^{-1}$).

A concentração de chumbo (^{210}Pb) apresenta uma grande irregularidade ao longo da bacia hidrográfica. Em 2011 apresentou a concentração mais elevada ($14,1 \text{ mBq L}^{-1}$) a jusante de Caldas de Felgueira. A sua concentração a montante é sempre mais baixa do que a jusante, exceto no ano de 2014 em que foi registada a concentração mais baixa a Jusante de C. Felgueira ($2,8 \text{ mBq L}^{-1}$).

A variação do isótopo do Tório (^{230}Th e ^{232}Th) ao longo do rio mantém-se constante com concentrações muito reduzidas à exceção do ano 2011, onde foram registadas as concentrações mais elevadas em Carvalhal da Loiça ($5,3 \text{ mBq L}^{-1}$) e na Barragem da Agueira ($5,1 \text{ mBq L}^{-1}$). Para além destes valores mais elevados a sua concentração ao longo do rio e

dos anos nunca excede os 1 mBq L⁻¹. Relativamente ao Th²³⁰, apesar de apresentar concentrações mais elevadas comparativamente com o seu isótopo Th²³², a sua concentração também não é elevada. A concentração mais elevada regista-se no ano de 2011 com um valor de 3,7 mBq L⁻¹.

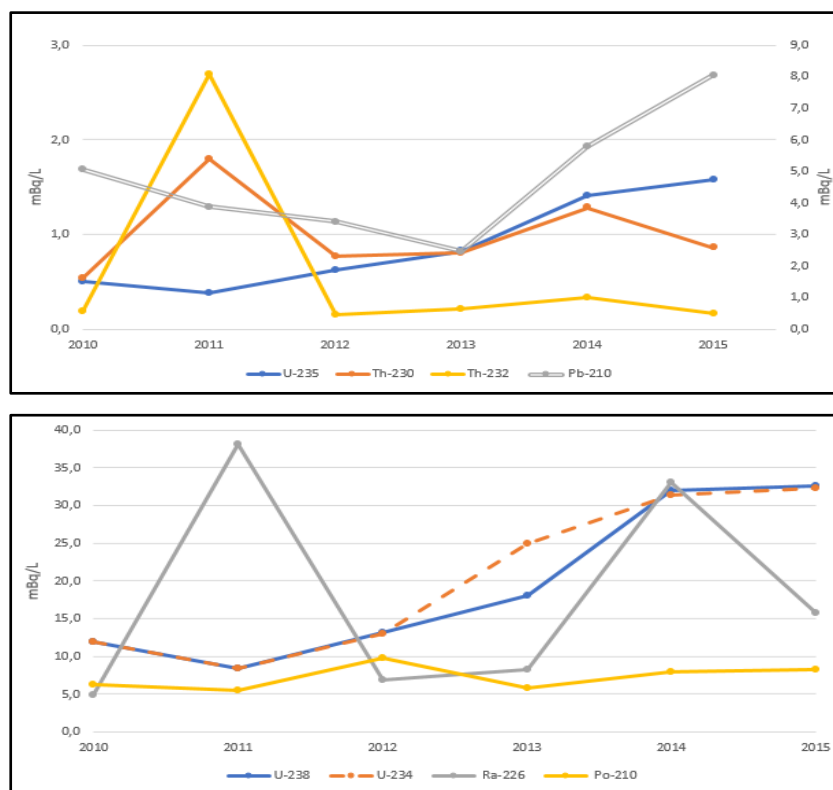


Figura 15 - Concentração média dos radionuclídeos no rio Mondego de 2010 a 2015

Na Figura 15 está representado a evolução média das concentrações dos radionuclídeos ao longo dos pontos de amostragem no rio Mondego de 2010 a 2015.

Analisando os gráficos da evolução média dos radionuclídeos verificamos que a concentração dos ²³⁵U, ²¹⁰Pb, ²³⁸U e ²³⁴U têm vindo a aumentar. O ²¹⁰Po é o que apresenta uma concentração mais estável ao longo do período temporal analisado. O ²²⁶Ra apresenta concentrações médias muito dispersas comparativamente com os outros radionuclídeos, estando relacionado com a localização e as características do terreno.

Comparando os valores das concentrações dos radionuclídeos analisados do rio Mondego com os valores de referência da Tabela 7, verifica-se que as concentrações apresentadas são muito inferiores aos valores de referência. O rio Mondego, encontra-se situado em território com a presença de minas antigas, aos quais estão inativas. A grande

maioria das minas, os seus efluentes foram tratados, mas ainda existem algumas onde isso não acontece. As concentrações dos radionuclídeos não apresentam valores significativos, e têm uma variação reduzida. Pode dever-se ao grande caudal que o rio Mondego possui, e á altura da recolha da amostra. Quando a amostragem é efetuada com caudal mais baixo, existe a possibilidade de a concentração dos radionuclídeos ser maior. Na região da antiga mina da Urgeiriça, é possível verificar que a partir da Povia de Cervães as concentrações, principalmente de urânio aumentam, sendo que este aumento é mais significativo no ano de 2013. Na barragem da Aguieira as concentrações apresentadas podem dever-se a existência na sua proximidade da mina do Mondego Sul (exploração de urânio), onde as concentrações são mais elevadas comparativamente com o local de amostragem anterior, nomeadamente nos anos 2010, 2011, 2012 e 2015 relativamente ao urânio.

5.2. Rio Zêzere

No rio Zêzere os resultados disponíveis referem-se às concentrações de alfa total, beta total, e o radionuclídeo ^{40}K . Também foram quantificados os radionuclídeos artificiais, ^{90}Sr e o ^{137}Cs , mas os seus valores não foram representados porque a concentração detetada na grande maioria das amostras foi inferior ao seu limite de deteção.

Nas Figuras 16 e 17 está representada a concentração da atividade alfa total e a atividade beta total.

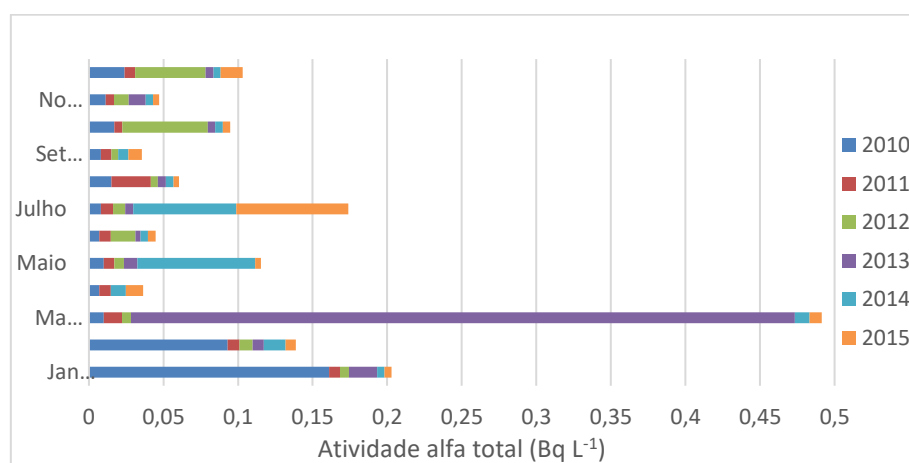


Figura 16 – Concentração atividade alfa total no rio Zêzere (Bq L⁻¹)

No ano de 2010 a concentração de alfa total foi a mais elevada em janeiro e fevereiro, sendo que no mês de fevereiro foi de $0,161 \text{ Bq L}^{-1}$. Nos restantes anos a sua concentração foi sempre inferior com exceção de março de 2013 que apresentou uma concentração de $0,445 \text{ Bq L}^{-1}$. A sua concentração é mais elevada nos meses mais húmidos em que existe uma maior pluviosidade e um maior escoamento superficial, como janeiro, fevereiro, março, outubro e dezembro. Nos meses mais secos verifica-se concentrações mais reduzidas.

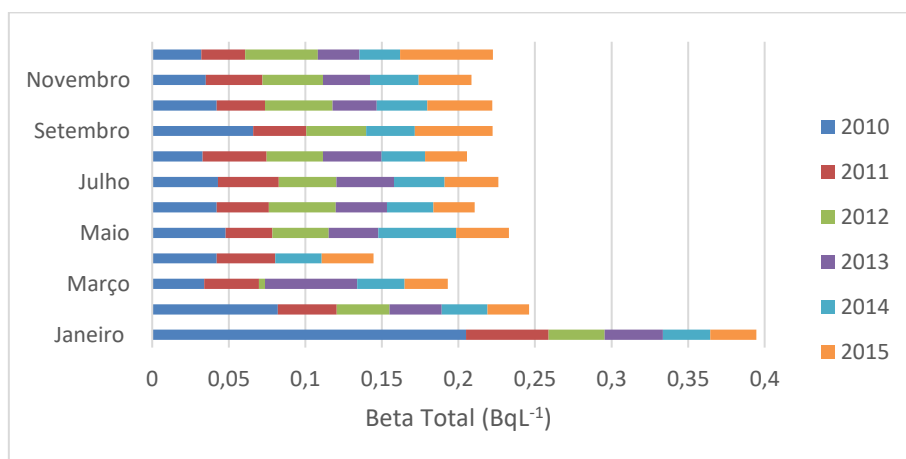


Figura 17 – Concentração da atividade beta total no rio Zêzere (Bq L^{-1})

Relativamente a concentração de beta total, esta foi superior em 2010, comparativamente com os restantes anos. A sua concentração ao longo dos meses e dos anos mantem-se praticamente constante.

Na Figura 18 está representada a atividade ^{40}K . Através dele é possível determinar a atividade beta residual.

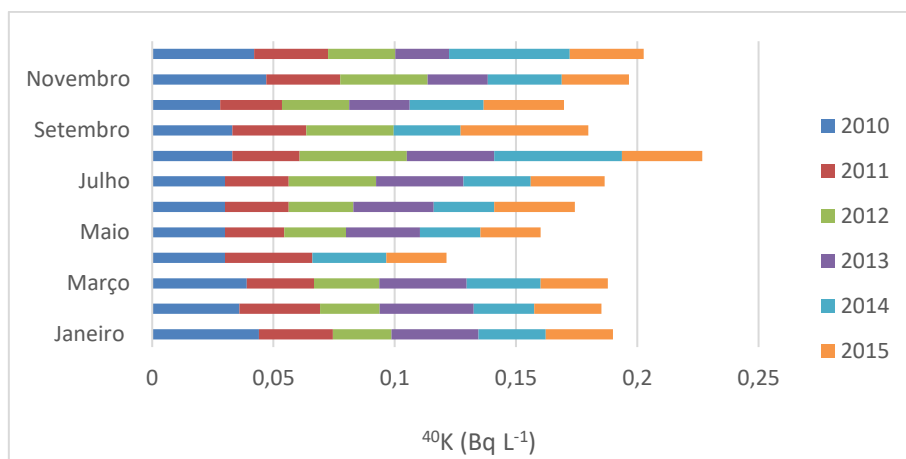


Figura 18 – Concentração ^{40}K no rio Zêzere (Bq L^{-1})

Ao longo dos meses e dos anos a concentração do radionuclídeo ^{40}K não sofre grandes variações, mantendo-se contante durante o período de análise.

Na Figura 19 representa a evolução média das concentrações da atividade alfa total, beta total e no radionuclídeo ^{40}K .

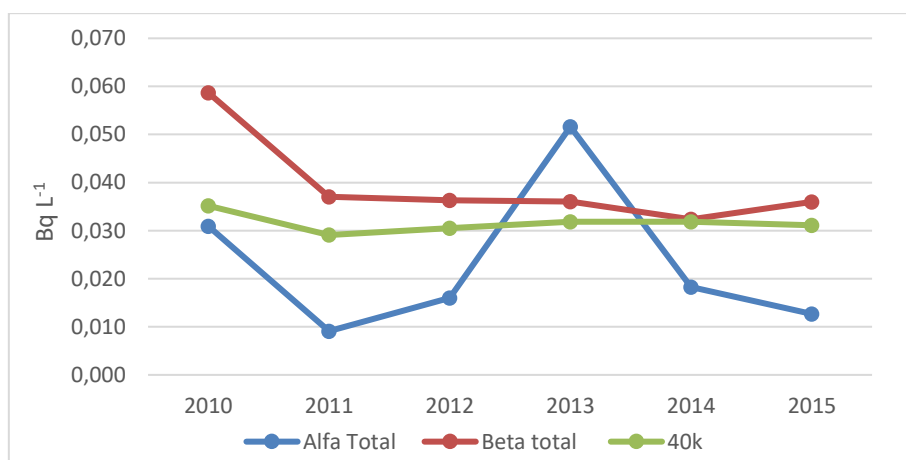


Figura 19 - Evolução média da atividade alfa, beta e do radionuclídeo ^{40}K de 2010 a 2015 (Bq L^{-1})

A evolução média da atividade de ^{40}K verifica-se que a concentração se mantém praticamente constante ao longo do tempo. A concentração da atividade beta total tem vindo a diminuir durante o período temporal analisado, sendo que no ano 2015 sofre um ligeiro aumento. A atividade alfa total é a que apresentou maiores variações ao longo dos anos, sendo que em 2010 apresentava uma concentração média de $0,031 \text{ Bq L}^{-1}$, e em 2013 apresentou a concentração mais elevada ($0,052 \text{ Bq L}^{-1}$). Desde então, tem vindo a diminuir até 2015 ($0,013 \text{ Bq L}^{-1}$).

5.3. Rio Tejo

No rio Tejo encontram-se disponíveis as concentrações alfa total, beta total, e o radionuclídeo ^{40}K (Figuras 20, 21 e 22). Também fizeram parte do plano de monitorização do ITN os radionuclídeos artificiais, ^{90}Sr e o ^{137}Cs , estes não estão representados porque a sua concentração detetada na grande maioria das amostras foi inferior ao limite de deteção, motivo porque dos seus valores não serem apresentados.

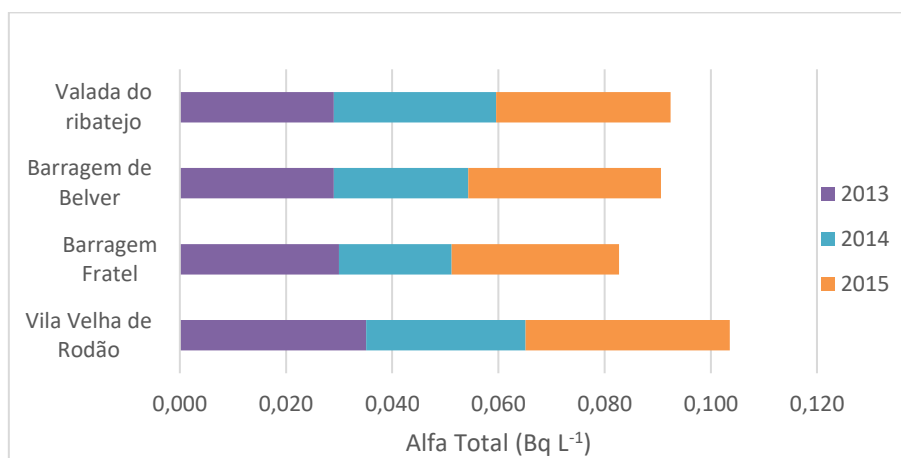


Figura 20 – Concentração da atividade alfa total rio Tejo

A atividade alfa total foi determinada apenas nos anos de 2013, 2014 e 2015. As concentrações mais elevadas foram registadas no ano de 2015, nomeadamente em Vila Velha de Rodão ($0,039 \text{ Bq L}^{-1}$), sendo que Vila Velha de Rodão é o primeiro local de amostragem em território português.

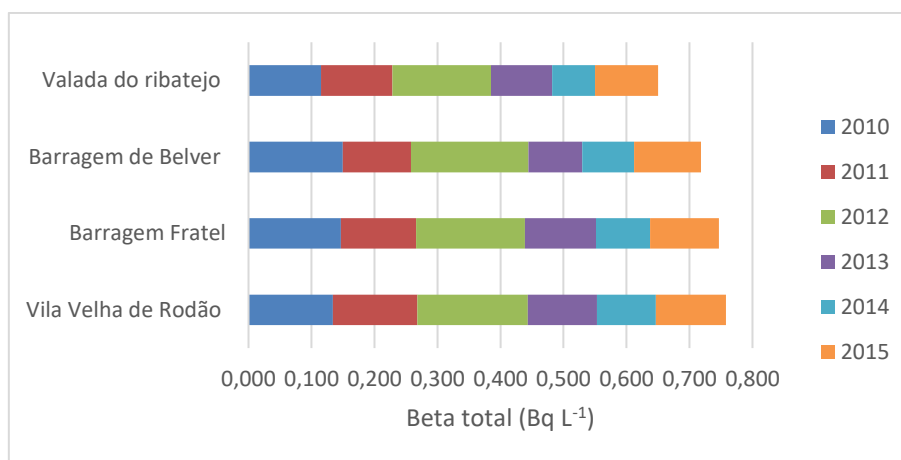


Figura 21 – Concentração da atividade beta total no rio Tejo

Nos anos de 2010 e 2012, a atividade beta total apresentou os valores mais elevados em comparação com os outros anos. O valor máximo registado foi na Barragem de Belver no ano de 2012 (0,187 Bq L⁻¹). Os valores apresentados não ultrapassam o nível de verificação estabelecido quer para alfa total (0,1 Bq L⁻¹) quer para beta total (1 Bq L⁻¹)

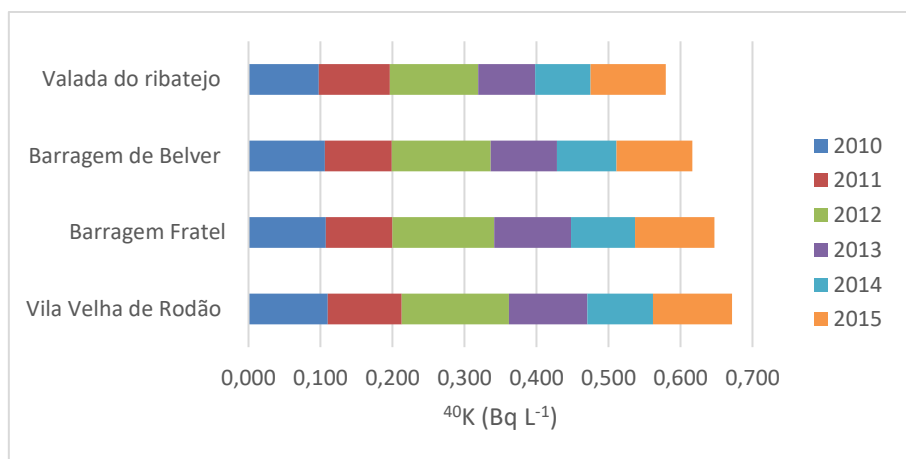


Figura 22 – Concentração do ⁴⁰K no rio Tejo

Na Figura 22 verifica-se que a concentração do radionuclídeo ⁴⁰K mantém-se constante durante o período de análise. O seu valor acumulado da Valada do Ribatejo até Vila Velha de Rodão tem vindo a aumentar pouco significativamente.

Na Figura 23 é possível verificar a evolução média ao longo dos anos em análise da atividade alfa, beta e ⁴⁰K.

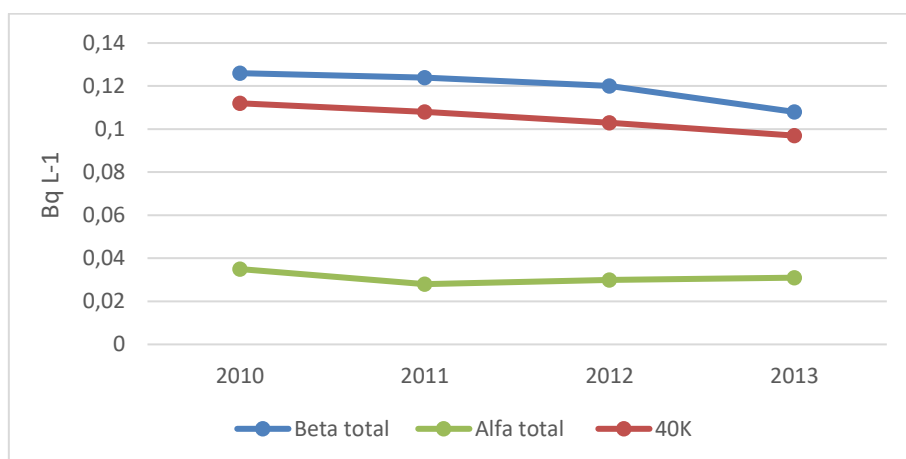


Figura 23 - Evolução média da atividade beta total, alfa total e ⁴⁰K no rio Tejo

A evolução média mantém-se constante para a atividade alfa total, beta total e ^{40}K . Para a atividade beta e ^{40}K de 2010 a 2013 tem vindo a diminuir ligeiramente.

5.4. Caso estudo do Município

No caso de estudo do Município, na água de consumo foram analisados alguns parâmetros em laboratório como pH, cor, manganês e ferro. Foi também determinado a atividade alfa total e beta total durante um mês de verão e um mês de inverno em laboratório externo. Na Figura 24 e 25 é possível observar a representação gráfica do pH e cor.

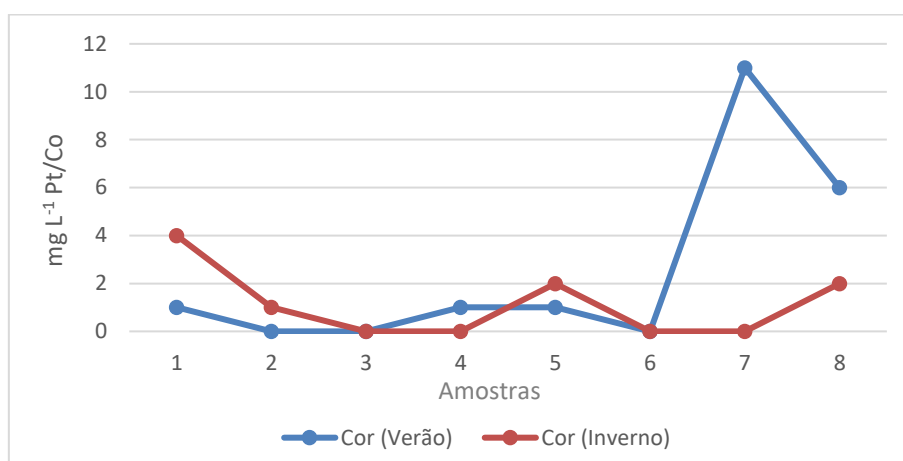


Figura 24 - Cor do caso do Município da água de consumo (Pt/Co)

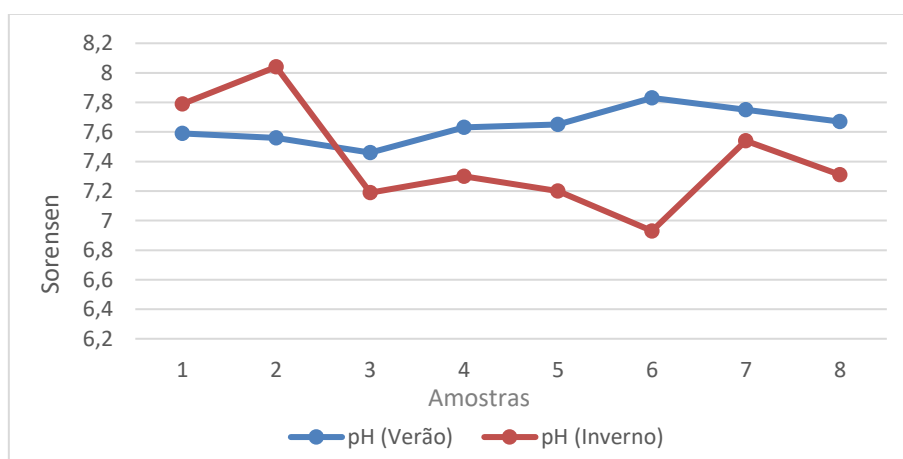


Figura 25 - pH do caso do Município da água de consumo

O parâmetro da cor mantém-se bastante estável quer no mês de verão, quer no mês de inverno a exceção das últimas duas amostras. Com o pH ocorre o mesmo, no verão é um

pouco mais elevado quando comparado com o inverno. No inverno têm um intervalo de maior variação, o máximo de 8,04 e um mínimo de 6,93. Em termos médios, o valor de pH no Verão é de 7,64, em quanto que no Inverno o valor médio de pH é de 7,41.

Vários estudos sobre as águas subterrâneas indicam que os valores de potencial de oxidação (Eh) e acidez (pH) são dos parâmetros mais importantes no controlo das concentrações de urânio e rádio em solução (Carvalho, 2010).

Nas Figuras 26 e 27 estão representados os gráficos correspondentes as concentrações de manganês e ferro da água de consumo.

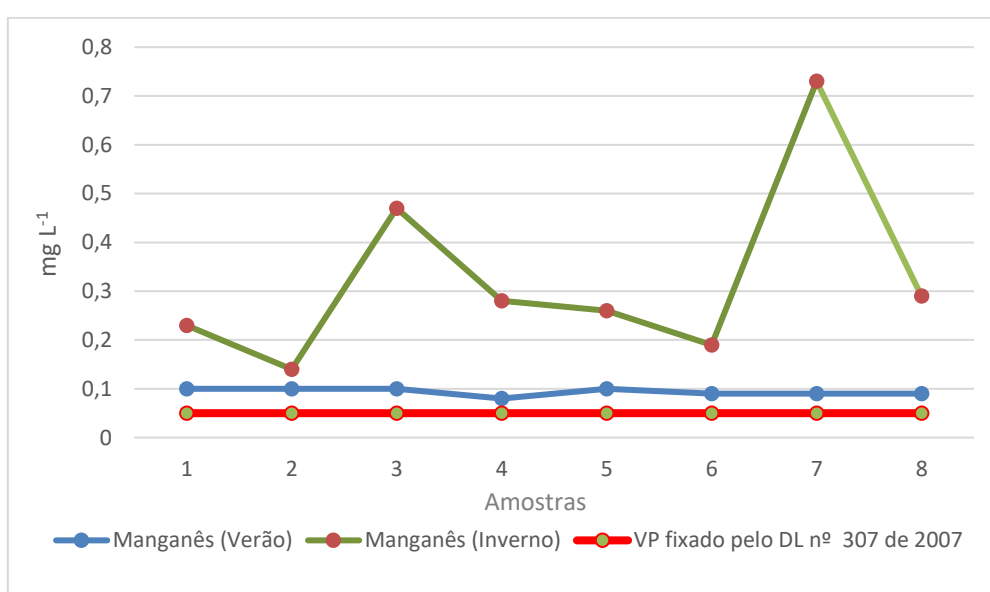


Figura 26 – Concentração de Manganês (mg/L)

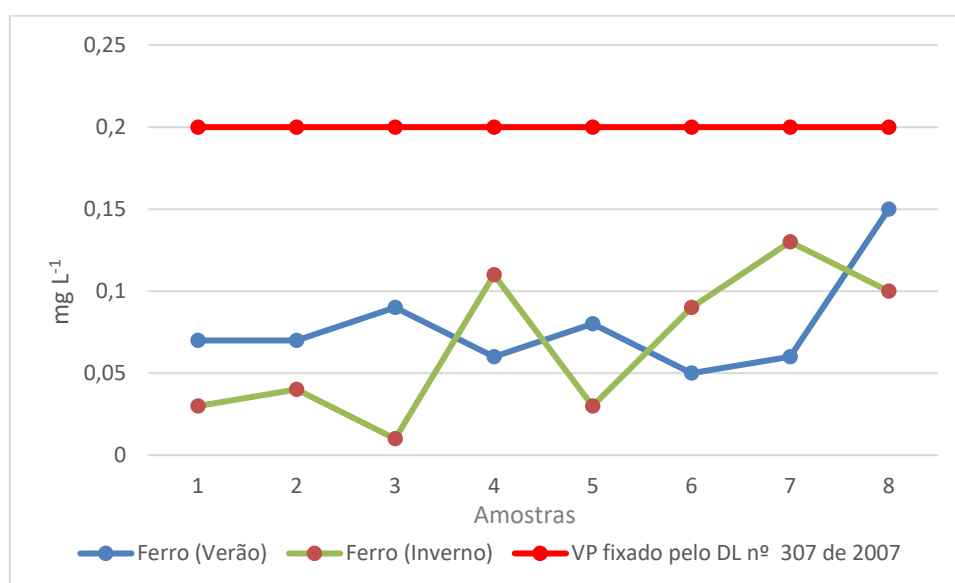


Figura 27 – Concentração de ferro (mg/L)

Esta água caracteriza-se por ser constituída por elevadas concentrações de magnésio, quer no verão, quer no inverno a sua concentração é superior ao limite imposto pela legislação portuguesa de 0,05 mg L⁻¹. A concentração de ferro varia no inverno entre 0,01 e 0,13 mg L⁻¹ e no verão 0,05 e 0,15 mg L⁻¹. De acordo com o Decreto-Lei nº 307 de 2007 a concentração encontra-se inferior ao limite máximo de 0,2 mg L⁻¹.

Na Tabela 9 encontram-se os resultados do caso de estudo do município, para a atividade alfa total, beta total e ainda ao rádio-227 e o rádio-228.

Tabela 9 - Resultados do caso de estudo do Município

	Unidades	Ano XX		Limites (Bq L ⁻¹)
		Verão	Inverno	
Alfa Total	Bq L ⁻¹	14,8	6,45	0,1
Beta Total	Bq L ⁻¹	0,96	1,32	1
Rádio 227	Bq L ⁻¹	3,9	4,6	-
Rádio 228	Bq L ⁻¹	0,07	0,09	-

Os tipos de recolha de amostra para a obtenção destes resultados não foram divulgados pelo município. A atividade alfa total excede o valor paramétrico no verão e inverno, já a atividade beta total apenas excede o limite no Inverno. A concentração de radio 227 e 228 foram quantificados. A concentração do ²²⁸Ra encontra-se inferior a concentração do valor derivado, enquanto que para o ²²⁷Ra não existe nenhum valor da sua concentração derivada de forma a perceber se este se encontra acima ou não da dose indicativa de 0,1 mSv.

Relativamente as análises radiológicas, verifica-se que a atividade alfa total no verão mais que duplica em comparação ao Inverno e em qualquer dos casos excede largamente o valor estipulado pelo Decreto-Lei nº 23 de 2016. Pelo facto de este valor ser superior a 0,1 Bq L⁻¹ dever-se-ia proceder a análise dos radionuclídeos ²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra e ²¹⁰Po. Visto que não existem dados referentes a estes radionuclídeos torna-se difícil perceber a origem da elevada atividade alfa total. Os dados específicos disponibilizados são apenas do rádio (²²⁷Ra e ²²⁸Ra).

A atividade beta total no verão encontra-se próxima do valor paramétrico (1 Bq L⁻¹), definida pelo Decreto-Lei nº 23 de 2016 enquanto que no inverno a sua concentração excede o valor paramétrico em 132%. Por este motivo, futuramente deverá ser considerado a análise

do radionuclídeo ^{40}K e se após a sua determinação a atividade beta residual for superior a 1 Bq L⁻¹ devem ser verificados ainda a presença dos radionuclídeos ^{90}Sr e ^{137}Cs .

Uma das opções de tratamento que se pode tomar relativamente a este furo é o não tratamento de água, nomeadamente a compra de água. Uma vez que este furo apresenta elevadas concentrações, nomeadamente de atividade alfa total, quer no inverno como no verão, é de todo praticamente impossível que este furo cumpra os valores paramétricos estipulados pelo Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho com a aplicação de um tratamento definido anteriormente. A atividade alfa total apresenta valores superiores no verão comparativamente com o inverno, devido a utilização do furo ser na sua grande maioria durante o verão, quando existe um consumo superior de água e a sua taxa de regeneração é inferior á do Inverno. Durante o inverno este furo não é utilizado a não ser em condições de extrema necessidade.

Das opções de tratamento anteriormente referidas, face aos dados que foram disponibilizados e considerando que se pretende a remoção do rádio (sem conhecimento de existir elevadas concentrações de urânio), as mais indicadas para a sua remoção juntamente com a atividade alfa total e beta total são a osmose inversa, troca iónica, oxidação por oxido de manganês e amaciamento por cal como se pode observar na Tabela 9. A tecnologia de tratamento de alumina ativada e coagulação estão descartadas visto não serem indicadas para a remoção de rádio como é possível verificar na Tabela 9. O amaciamento por cal é o que apresenta um maior intervalo de eficiência de remoção, entre 50 a 80%, este sistema de tratamento é utilizado maioritariamente para sistemas de grandes dimensões, o que não é o caso em estudo.

Caso se assume que esta água está contaminada na sua grande maioria por rádio (a presença dos outros radionuclídeos não é conhecida) e a água e pelo facto da sua origem ser subterrânea, os tratamentos mais indicados, que apresentam taxas de remoção melhores são oxido de manganês hidratado (HMO) e a osmose inversa.

A adição de manganês hidratado é uma tecnologia que pode ser usada para águas subterrâneas, que apresenta uma eficiência de remoção de rádio até 90% (Tabela 10). É de fácil adaptação para sistemas pequenos e de média dimensão. Neste caso em específico temos um sistema de média dimensão, mas este furo não é utilizado com frequência regular. Por outro lado, como esta água contém excesso de manganês, através da implementação deste sistema é possível a sua remoção.

Valentine et al. (2011) realizou ensaios em laboratório onde utilizou o seguinte esquema de tratamento, arejamento da água bruta e em seguida utilizou o sistema de tratamento oxido de manganês hidratado e por fim uma filtração. Obteve um precipitado final com taxas de remoção de rádio de 80 a 90%.

A implementação do sistema de osmose inversa é uma opção viável em termos de eficácia de remoção de rádio, segundo Havener (2007), o sistema de tratamento de osmose inversa tem a capacidade de remover entre 87 a 98% de rádio presente na água potável, registrando-se uma eficiência de remoção na mesma ordem de grandeza para a atividade alfa e beta total. Ainda tem a capacidade de remover alguns contaminantes inorgânicos. Apresenta algumas limitações como a pequena quantidade de água que consegue tratar.

Montaña, et al. (2012), construíram um sistema piloto para remover a radioatividade na água do rio Llobregat, em Barcelona, no qual um dos processos de tratamento foi a osmose inversa. Esta tecnologia foi a que apresentou uma remoção mais eficiente, pois apresentou taxas de remoção de 95% para a atividade alta total e 93% para a atividade beta total.

Das duas soluções de tratamento apresentadas, não foi possível calcular os custos de implementação de cada um, não é conhecido o volume de água utilizado no furo em estudo, mas os custos operacionais estão indicados na Tabela 8. A osmose inversa em termos de custos operacionais apresenta valores mais baixos, em relação ao sistema de tratamento HMO.

A opção de compra de água é uma boa opção, visto que o município em questão já tem em prática. Os custos em infraestruturas não seriam necessários, visto que o Município já tem este sistema implementado, seria apenas os custos da compra da água quando fosse necessário.

6. Conclusão

Os radionuclídeos encontram-se em grande parte do território nacional presentes no solo e nas rochas, que podem ser arrastados para as águas destinadas ao consumo humano.

Por mais baixas que sejam as concentrações dos radionuclídeos presentes na água, a sua ingestão por longos períodos de tempo pode trazer consequências graves, como seja, o eventual surgimento de cancro.

Apesar de se ter verificado a presença de radionuclídeos no rio Mondego, entre 2010 e 2015, as suas concentrações não são alarmantes, apresentando todas elas valores reduzidos, desde a nascente até a foz. Contudo deve-se continuar a monitorização de forma a controlar a presença de radionuclídeos.

Relativamente aos rios Zêzere e Tejo, as concentrações analisadas revelam valores baixos, mantendo-se estáveis e relativamente constantes ao longo dos anos considerados (2010-2015).

Nesta dissertação foram descritas algumas das principais técnicas para tratar a água, contaminada por radionuclídeos. Com a implementação deste tipo de sistemas de tratamento é possível na grande maioria dos casos reduzir os radionuclídeos para as concentrações mínimas de forma a tornar a água própria para consumo. Para além das técnicas descritas é também importante salientar a legislação existente e a importância do estudo. Os rios Mondego, Zêzere e Tejo têm grande importância no abastecimento de água potável, pelo que a monitorização de contaminação radiológica é essencial. Hoje em dia cerca de 60% da água que é destinada a consumo é de origem superficial, o que não se verificava a alguns anos atrás (REA, 2016). Perante estes dados pode concluir-se que o estudo destes rios, considerados como uns dos principais em território nacional, são uma mais valia para quantificar as concentrações de radionuclídeos nas águas destinadas a consumo humano.

A adequada intervenção nas antigas minas localizadas na proximidade do rio Mondego é importante, no sentido de não contaminar o meio hídrico. No entanto, como ainda existem minas que não foram objecto de intervenção, recomenda-se que o sejam o quanto antes, para evitar possíveis contaminações. As minas que se encontram com elevadas concentrações de radionuclídeos, e estes expostos sem o devido acondicionamento, podem ser arrastados para os cursos de água com grande facilidade.

No caso de estudo do município da água de consumo, os dados que foram fornecidos não são suficientes para que se possa retirar conclusões mais consistentes e fundamentadas. Na água do furo em análise verificou-se a presença de concentrações elevadas da atividade alfa total e beta total nomeadamente no Verão. A acidez é um dos parâmetros mais importantes para o controlo das concentrações de rádio. Ou seja, para valores de pH ácido (inferiores a 7), a concentração de rádio tende a aumentar. No caso em estudo, os resultados indicaram, para o inverno, um pH médio de 7,41 e uma concentração de rádio superior (Ra-227 quer de Ra-228) à observada no verão, onde o pH médio foi de 7,64.

Existem três opções de tratamento, uma opção de não tratamento e duas opções de tratamento. Em relação aos custos associados às diferentes opções, não foi possível determinar os custos de implementação dos sistemas de tratamento. No entanto, quanto aos custos operacionais foi já possível obter uma estimativa para tal.

Os sistemas de tratamento indicados, adição de óxido de manganês hidratado (HMO) ou a osmose inversa são os mais eficazes, quando se pretende a remoção do rádio na água de consumo em estudo. Em relação aos custos operacionais, a osmose inversa é mais favorável em relação à HMO. A opção por HMO poderá ser revista caso análises posteriores indiquem a existência de concentrações inadequadas de urânio na água em estudo. Como não existem dados dos parâmetros radiológicos dos outros furos ou da água comprada não é possível calcular a proporção de mistura, e respetiva concentração dos radionuclídeos na água final para abastecimento da população. Para evitar os custos de implementação de um sistema de tratamento, a opção de compra de água torna-se a melhor opção em termos financeiros e temporais. Para este caso recomenda-se que sejam realizadas análises de forma consistente que permita aferir da presença de outros radionuclídeos. Estas deverão ser acompanhadas da quantificação dos caudais de água envolvidos.

Nas zonas do País graníticas e onde ocorreu uma atividade mineira intensa, deve ser feita uma monitorização mais frequente de acordo com os parâmetros estabelecidos no Decreto-Lei nº 23 de 2016, principalmente onde a água que abastece a população é fundamentalmente de origem subterrânea.

7. Bibliografia

- BDT, “Tratamento e disposição de lodo”, [online], acedido em <http://www.fec.unicamp.br/~bdta/modulos/saneamento/lodo/lodo.htm>;
- Carvalho F., Madruga M. J., Oliveira J. M., Lopes I., Sequeira M. M., Ferrador G. C. (2004) “Qualidade Radiológica da Água para Consumo em Portugal: Águas de Superfície e Águas Subterrâneas”. 11º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Faro, Universidade do Algarve, 12 a 15 Outubro 2004. Livro de Resumos pp. 180-181;
- Carvalho F. (2006) “A radioatividade na água para consumo. Tecnologia da Água” 46 (Nov/Dez 2006): pp 54-61;
- Carvalho, F. P. (2010) “A água e os radionuclídeos das famílias radioativas naturais” CAPTAR, ciência e ambiente para todos, **2**, (2), 17-25;
- Carvalho, F. P. (2011) “As descobertas científicas de Marie Curie e o seu legado à ciência e à humanidade” CAPTAR, ciência e ambiente para todos, **3**, (2), 1-11;
- Carvalho, F., Madruga, M. J., Ferrador, G., Lopes, I., Sequeira, M., Silvino, V. (2002) “Controlo da radioatividade na água para abastecimento público”, Instituto Tecnológico e Nuclear, relatório DPRSN-A, nº 22;
- Carvalho, F., Oliveira, J., Malta, M. (2015) “Avaliação das vulnerabilidades radiológicas na bacia do rio Mondego e proteção dos ecossistemas dulçaquícolas”, Recursos hídricos, Associação Portuguesa dos recursos hídricos, **36** (01);
- Chang, R. & Goldsby, K. (2012) “Química”, cap. 2 e 19, pp 38-74 e pp 864-901, Editor McGraw Hill, 11ª edição;

- Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho - Requisitos para a proteção da saúde do público em geral no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água destinada ao consumo humano, D.R. Série I de 2016-02-03, pp 362 – 362;

- Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto - Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, D.R. Série I de 2007-08-27; pp. 5747 – 5765;

- EPA (2015) “Radionuclides in Drinking Water”, [online], acedido em março de 2017, em <https://cfpub.epa.gov/safewater/radionuclides/radionuclides.cfm>;

- EPA (2017^a) “Radiation Basic – types of ionizing radiation”, [Online] acedido em fevereiro de 2017 em <https://www.epa.gov/radiation/radiation-basics#tab-2>;

- EPA (2017^b) “Radiation Protection – radioactive decay”, [online] acedido em fevereiro de 2017 em <https://www.epa.gov/radiation/radioactive-decay>;

- Eurofins Lab Environment Testing Portugal (2016) “Análise de parâmetros radiológicos em águas de consumo humano”, newsletter 01;

- Fernandes, R., Duarte, A. (2008) “Qualidade radiológica da água para consumo humano”, XIII SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental;

- Ferreira, A. (2009) “Radioatividade das águas subterrâneas da região do Minho”, dissertação de Mestrado em Ciências do Ambiente, Universidade do Minho;

- Gadgil, A. (1998) “Drinking water in developing countries. Annual review of energy and the environment”, **3**, 253-286;

- Guerra, C. (2014), “Monitorização de radão em ambientes interiores, aplicação ao SPACE4U (Fundação São João de Deus) e sede da Quercus – Guarda”, dissertação de licenciatura em Engenharia do Ambiente, Instituto Politécnico da Guarda;

- Havener, M. (2007) “Radium removal technologies for potable groundwater systems. WaterWorld”, **23**(5), 34.

- IAEA (2011), “IAEA annual report 2011”, consultado em <https://www.iaea.org/>;

- ITN (2010), “Departamento de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear”, disponível em www.itn.pt;

- Jones & Atkins (2012) “Princípios de Química, questionando a vida moderna e o meio ambiente”, 5ª edição;

- Jobbágy, V., Altitzoglou, T., Malo, P., Tanner, V., Hult, M., (2016) “A brief overview on radon measurements in drinking water”, Journal of Environmental Radioactivity;

- Lappweb (2000), “Radioactivity is 100 years old [online], acedido em janeiro em <http://lappweb.in2p3.fr/neutrinos/centenaire/rada.html>;

- Lesikar B.J., Rebecca H. M., Michael F. H., Janie H., Monty C. D. (2006) “Problemas del agua potable: Los radionúclidos”, AgriLife Extension, Texas A&M System, B-9192S, pp 11-06;

- Annanmaki, M., Turtiainen, T. (2000) “Treatment Techniques for Removing Natural Radionuclides from Drinking Water”, TENAWA project, STUK – A169, pp 54;

- Martins, P. (2014) “A abordagem da radioatividade no ensino em Portugal – uma lacuna nos currículos do ensino básico e secundário”, dissertação de Mestrado em Ensino de Física e de Química no 3º ciclo do Ensino Básico e no Ensino Secundário, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias;

- Martins, R. P. B. (2015) “Sustentabilidade do Uso de Água em Zonas Urbanas”, dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Escola de Engenharia;

- Mendes, B. & Oliveira, J. F. S. (2004) “Qualidade da água para consumo humano”, Lisboa, Lidel – edições técnicas;

- Mendes, L. (2010) “Radioactividade de águas subterrâneas em terrenos cristalinos: caso de estudo na região de Ponte de Lima (Noroeste de Portugal)”, dissertação de Mestrado em Ordenamento e Valorização de Recursos Geológicos, Universidade do Minho;

- Metcalf & Eddy (2003) “Wastewater Engineering – Treatment and Reuse”. New York, 4th Edition: McGraw Hill;

- Montana, M., Camacho, A., Serrano, I., Devesa, R., Matia, L. V., I (2013) “Removal of radionuclides in drinking water by membrane treatment using ultrafiltration, reverse osmosis and electrodialysis reversal”, Journal of Environmental Radioactivity **125**, 86 – 92;

- Munter, R. (2013) “Technology for the removal of radionuclides from natural water and waste management: state of the art”, Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, **62**, (2), 122–132;

- NSC (2002), “A Guide to the U: S: Department of Energy's low-level radioactive waste”, Washington, D.C;

- Nuccetelli, C., Rusconi, R., Forte, M. (2012) “Radioactivity in drinking water: regulations, monitoring results and radiation protection issues” Ann Ist Super Sanità **48**, (4), 362-373;

- Pereira, A. J. S. C., Neves, L. J. F. P., Godinho, M. M. & DIAS, J. M. (2003) “As Mineralizações de Urânio e a Radioactividade Natural em Portugal: Factores geológicos condicionantes e Implicações para o Ordenamento do Território”, Imprensa da Universidade de Coimbra, **2**, 121-132;

- Pereira, A. J. S. C., Pinto, P. G. N., Neves, L. J. P. F., Costa, M. R. M. (2010) “Avaliação dos níveis de radioactividade natural em águas subterrâneas na Horta da Vilariça (Norte de Portugal)”, Revista Eletrónica de Ciências da Terra, ISSN 1645 – 0388, **14** (05);

- REA (2016) “Relatório do Estado do Ambiente 2016”, [online], acedido em <http://sniamb.apambiente.pt/infos/geoportaldocs/REA/REA2016/REA2016.pdf>, Agência Portuguesa do Ambiente;

- Sabino, H. (2009) “Contribuição para o tratamento de água para consumo humano contaminada por radionuclídeos”, dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente – Ramo Sanitária, Universidade Nova de Lisboa;

- SNIRH “Rios de Portugal Continental, Hidromorfologia dos rios”, [online] acedido em <http://snirh.apambiente.pt/junior/?menu=2.1>;

- Sousa, P.J.P.G. (2013) “Remoção de Arsénio por compostos de ferro e por ferro nanoparticulado”, dissertação de Mestrado em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto;

- Tonka Water, (2014) “Tonka Water Technical Bulletin – Radium removal with HMO”; [online], acedido em http://www.tonkawater.com/documents/Technical%20Bulletins/TonkaWater_RadiumRemovalHMO_TechnicalBulletin.pdf;

- Valentine, R. L., Splinter, R. C., Mulholland, T. S., Baker, J. M., Nogaj, T. M., and Horng, J. (1988), “Project Summary: A Study of Possible Economical Ways of Removing Radium from Drinking Water”: EPA/600/S2-88/009. US EPA, Washington;

- WHO (2011), “Guidelines for drinking-water quality”, Geneva, World Health Organization, pp 203 – 218;

- WRT “Treatment Methods and Disposal Options for Radionuclides”, [online] acedido em: http://www.wrt.net.com/sites/default/files/literature/Treatment_Methods_and_Disposal_Options_for_Radionuclides.pdf;

- UNSCEAR (2000) “Sources and effects of ionizing radiation”, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, **1**;

- Xavier, A., Lima, A., Vigna, C., Verbi, F., Bortoleto, G., Goraieb, K., Collins, C. & Bueno, M. (2007) “Marcos da história da radioatividade e tendências atuais”, Departamento de Química Analítica, Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, CP 6154, 13084-971 Campinas - SP, Brasil, **30** (1) 83-91;

8. Anexos

Tabela 10 - Concentração dos radionuclídeos no rio Mondego (mBq L⁻¹)

		Rio Mondego								
Data	Local	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	
17 a 21 de 05 / 2010	M1	9,3	0,39	9,6	0,08	3,3	4,3	5	0,16	2010
	M2	10	0,46	10,1	0,44	4	4,7	4,3	0,2	
	M3	9,3	0,39	9,6	0,46	3,3	2,6	4,3	0,2	
	M4	8,5	0,26	8,4	0,74	8,3	8	3,8	0,18	
	M5	22,4	1	22,2	0,96	5,4	5,7	13,7	0,19	
	Média	11,9	0,5	11,98	0,536	4,86	5,06	6,22	0,186	
30 / 05 2011 a 4/06/2011	M1	6,9	0,31	7,1	0,61	14,3	0,07	4,5	0,24	2011
	M2	8,7	0,4	8,6	1,5	108	0,1	5,3	5,3	
	M3	7,7	0,32	7,6	1	20,7	0,06	6,8	0,2	
	M4	8,7	0,4	9	2,2	23,6	14,1	3,1	2,6	
	M5	10,2	0,5	9,8	3,7	24	5,1	8,1	5,1	
	Média	8,44	0,39	8,42	1,80	38,12	3,89	5,56	2,69	
26 a 30 do 11 / 2012	M1	9,2	0,46	8,9	0,61	8,8	0,74	8,6	0,1	2012
	M2	13,8	0,71	14,1	0,62	4,8	6,4	3,4	0,41	
	M3	11,8	0,68	12,8	1,1	6,4	2,2	4	0,16	
	M4	14,9	0,72	14	1,2	7,8	3,4	24,8	0,2	
	M5	13,7	0,64	14,1	0,93	15,4	5	5,2	0,16	
	M6	12,7	0,63	12,7	0,93	4,5	4,9	22,7	0,18	
	M7	23	1,08	22,5	0,82	5,1	5,3	14,2	0,03	
	M8	9,1	0,34	8,1	0,45	4,6	1,7	3,1	0,04	
	M9	10,2	0,4	10	0,31	4	1,04	2,2	0,05	
	Média	13,16	0,63	13,02	0,77	6,82	3,41	9,80	0,15	
18 a 18 de 10 / 2013	M0	7,7	0,35	83,6	1,8	4,2	0,88	1,17	0,51	2013
	M1	8	0,4	7,7	0,33	6,4	1,32	1,48	0,06	
	M2	9,2	0,34	8,9	0,51	5,8	2,5	9,4	0,1	
	M3	20,9	0,96	21	1,1	8,4	2,2	7,6	1	
	M4	15,5	0,61	15,2	0,7	20,7	4,3	6,4	0,008	
	M5	58,7	2,8	58,6	1,7	8,8	2,9	6,8	0,23	
	M6	21,6	0,82	21,6	1	8,7	2,5	4,8	0,19	
	M7	10,8	0,54	10,6	0,36	5,1	1,22	2,9	0,05	
	M8	6,2	0,36	6,2	0,32	2	0,17	12,8	0,11	
	M9	7,2	0,28	7,4	0,4	2,9	0,56	2,8	0,03	
	M10	32,9	1,6	33,2	0,63	17,5	8,6	7,6	0,02	
	Média	18,06	0,82	24,91	0,80	8,23	2,47	5,80	0,21	

Continuação da tabela 10

		Rio Mondego									
Data	Local	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	Data	
07 a 11 de 07 / 2014	M1	20	0,73	20	1,4	20	5,4	7,5	0,26	2014	
	M2	28	1,2	27	1,2	40	7,2	3,4	0,43		
	M3	23	1,1	23	1,3	17	4,2	14	0,48		
	M4	29	1,3	29	1,4	22	2,8	7,7	0,32		
	M5	57	2,5	53	1,1	54	9,9	6,9	0,18		
	M6	35	1,6	36	1,3	45	5,2	8,4	0,34		
	Média	32,00	1,41	31,33	1,28	33,00	5,78	7,98	0,34		
23 a 25 de 06 / 2015	M1	22,6	1,2	21,8	0,7	18	3	5,3	0,06	2015	
	M2	21,9	1,1	22	1,6	14,1	20	17,7	0,23		
	M3	28	1,2	27,1	0,41	12,8	5,4	3,8	0,25		
	M4	58	2,8	58	0,73	18	3,8	6,4	0,1		
	Média	32,63	1,58	32,23	0,86	15,73	8,05	8,30	0,16		

Tabela 11 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2010 (Bq L⁻¹)

Data da colheita	Ano 2010 (Bq L ⁻¹)					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual
Janeiro	3,240	0,003	0,161	0,205	0,044	0,161
Fevereiro	0,002	0,002	0,093	0,082	0,036	0,046
Março	0,002	0,002	0,010	0,034	0,039	-
Abril	0,002	0,002	0,007	0,042	0,030	0,012
Maiο	0,002	0,001	0,010	0,048	0,030	0,018
Junho	0,002	0,002	0,007	0,042	0,030	0,012
Julho	0,002	0,002	0,008	0,043	0,030	0,013
Agosto	0,002	0,001	0,015	0,033	0,033	-
Setembro	-	0,002	0,008	0,066	0,033	0,033
Outubro	0,002	0,002	0,017	0,042	0,028	0,014
Novembro	0,002	0,001	0,011	0,035	0,047	-
Dezembro	0,002	0,001	0,024	0,032	0,042	-
Média anual	0,296	0,002	0,031	0,059	0,035	0,039

Tabela 12 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2011 (Bq L⁻¹)

	Ano 2011 (Bq L⁻¹)					
Data da colheita	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰K	Beta Residual
Janeiro	0,002	0,001	0,007	0,054	0,031	0,023
Fevereiro	0,001	0,002	0,008	0,039	0,033	-
Março	0,002	0,003	0,012	0,036	0,028	0,008
Abril	0,001	0,001	0,008	0,038	0,036	-
Maio	0,001	0,002	0,007	0,030	0,024	-
Junho	0,001	0,002	0,008	0,034	0,026	0,008
Julho	0,001	0,004	0,008	0,040	0,026	0,013
Agosto	0,001	0,002	0,027	0,042	0,028	0,014
Setembro	0,001	0,001	0,007	0,035	0,031	-
Outubro	0,001	0,001	0,005	0,032	0,026	0,006
Novembro	0,001	0,002	0,006	0,037	0,031	0,007
Dezembro	0,001	0,001	0,007	0,029	0,031	-
Média anual	0,001	0,002	0,009	0,037	0,029	0,011

Tabela 13 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2012 (Bq L⁻¹)

	Ano 2012 (Bq L⁻¹)					
Data da colheita	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰K	Beta Residual
Janeiro	0,002	0,002	0,006	0,037	0,024	0,013
Fevereiro	0,001	0,002	0,009	0,035	0,025	0,010
Março	0,001	0,001	0,006	0,004	0,027	0,013
Abril	-	-	-	-	-	-
Maio	0,002	0,001	0,006	0,037	0,026	0,012
Junho	0,001	0,002	0,017	0,044	0,027	0,017
Julho	0,001	0,002	0,008	0,038	0,036	-
Agosto	0,001	0,002	0,005	0,037	0,044	-
Setembro	0,001	0,001	0,005	0,039	0,036	-
Outubro	0,002	0,002	0,057	0,044	0,028	0,016
Novembro	0,001	0,001	0,010	0,039	0,036	-
Dezembro	0,001	0,002	0,047	0,047	0,028	0,028
Média anual	0,001	0,002	0,016	0,036	0,030	0,016

Tabela 14 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2013 (Bq L⁻¹)

	Ano 2013 (Bq L ⁻¹)					
Data da colheita	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰K	Beta Residual
Janeiro	0,001	0,002	0,019	0,038	0,036	-
Fevereiro	0,001	0,001	0,007	0,034	0,039	-
Março	0,001	0,002	0,445	0,060	0,036	0,024
Abril	-	-	-	-	-	-
Maio	0,001	0,002	0,009	0,032	0,031	-
Junho	0,001	0,002	0,004	0,034	0,033	-
Julho	0,001	0,002	0,006	0,038	0,036	-
Agosto	0,001	0,001	0,005	0,038	0,036	-
Setembro	-	-	-	-	-	-
Outubro	0,001	0,001	0,005	0,029	0,025	-
Novembro	0,002	0,002	0,011	0,031	0,025	0,006
Dezembro	0,002	0,002	0,005	0,027	0,022	-
Média anual	0,001	0,002	0,052	0,036	0,032	0,015

Tabela 15 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2014 (Bq L⁻¹)

	Ano 2014 (Bq L ⁻¹)					
Data da colheita	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰K	Beta Residual
Janeiro	0,001	0,002	0,005	0,031	0,028	-
Fevereiro	0,002	0,001	0,015	0,030	0,025	-
Março	0,001	0,003	0,010	0,031	0,031	-
Abril	0,001	0,003	0,010	0,030	0,031	-
Maio	0,001	0,002	0,079	0,051	0,025	0,026
Junho	0,001	0,003	0,005	0,030	0,025	0,005
Julho	0,001	0,001	0,069	0,033	0,028	0,005
Agosto	0,001	0,002	0,005	0,029	0,053	-
Setembro	0,001	0,002	0,007	0,032	0,028	-
Outubro	0,001	0,001	0,005	0,033	0,031	-
Novembro	0,001	0,002	0,005	0,032	0,031	-
Dezembro	0,002	0,001	0,005	0,027	0,050	-
Média anual	0,001	0,002	0,018	0,032	0,032	0,012

Tabela 16 - Concentrações do rio Zêzere, na barragem de Castelo de Bode em 2015 (Bq L⁻¹)

	Ano 2015 (Bq L⁻¹)					
Data da colheita	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰K	Beta Residual
Janeiro	0,003	0,002	0,005	0,030	0,028	-
Fevereiro	0,003	0,002	0,007	0,027	0,028	-
Março	0,003	0,003	0,008	0,028	0,028	-
Abril	0,003	0,003	0,012	0,034	0,025	0,009
Maio	0,004	0,001	0,004	0,034	0,025	0,009
Junho	0,004	0,003	0,005	0,027	0,033	-
Julho	0,003	0,001	0,075	0,035	0,031	-
Agosto	0,003	0,004	0,004	0,027	0,033	-
Setembro	0,003	0,001	0,009	0,051	0,053	-
Outubro	0,003	0,002	0,005	0,043	0,033	-
Novembro	0,003	0,002	0,004	0,034	0,028	-
Dezembro	0,003	0,001	0,015	0,061	0,031	-
Média anual	0,003	0,002	0,013	0,036	0,031	0,009

Tabela 17 - Concentração no rio Tejo em 2010 e 2011 (Bq L⁻¹)

		2010					2011				
	Data da colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual
V. Velha de Ródão	Janeiro	0,001	0,001	0,142	0,125	-	0,002	0,001	0,122	0,102	-
	Fevereiro	0,001	0,001	0,147	0,097	0,050	0,001	0,002	0,078	0,069	-
	Março	0,000	0,002	0,109	0,097	-	0,001	0,002	0,067	0,072	-
	Abril	0,001	0,002	0,085	0,114	-	0,001	0,003	0,117	0,089	0,028
	Maio	0,002	0,002	0,144	0,105	0,039	0,001	0,001	0,136	0,100	0,036
	Junho	0,002	0,001	0,147	0,089	0,058	0,001	0,001	0,155	0,111	0,044
	Julho	0,002	0,002	0,104	0,108	-	0,001	0,002	0,193	0,125	0,068
	Agosto	0,002	0,002	0,105	0,116	-	0,001	0,001	0,125	0,122	-
	Setembro	0,002	0,001	0,118	0,111	-	0,001	0,002	0,150	0,144	-
	Outubro	0,002	0,001	0,167	0,116	0,051	0,001	0,001	0,205	0,125	0,080
	Novembro	0,002	0,001	0,212	0,141	0,071	0,001	0,001	0,101	0,089	-
	Dezembro	0,002	0,002	0,124	0,105	-	0,001	0,001	0,161	0,083	0,078
	Média	0,001	0,001	0,134	0,110	0,054	0,001	0,002	0,134	0,103	0,056
Barragem de Fratel)	Fevereiro	0,002	0,002	0,130	0,094	0,036	0,001	0,003	0,129	0,075	-
	Maio	0,002	0,002	0,146	0,097	0,049	0,001	0,001	0,117	0,089	0,028
	Agosto	0,002	0,002	0,109	0,105	-	0,001	0,002	0,139	0,122	-
	Novembro	0,002	0,001	0,201	0,133	0,068	0,001	0,002	0,092	0,086	-
	Média	0,002	0,002	0,147	0,107	0,051	0,001	0,002	0,119	0,093	0,028

Continuação da tabela 17

		2010					2011				
	Data da colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual
Barragem de Belver	Fevereiro	0,002	0,001	0,139	0,086	0,053	0,001	0,002	0,088	0,072	-
	Maio	0,002	0,002	0,171	0,097	0,074	0,001	0,002	0,108	0,100	-
	Agosto	0,002	0,001	0,101	0,100	-	0,001	0,002	0,153	0,119	-
	Novembro	0,002	0,001	0,187	0,141	0,046	0,001	204,000	0,085	0,080	-
	Média	0,002	0,002	0,150	0,106	0,058	0,001	51,001	0,109	0,093	-
Valada do Ribatejo	Janeiro	0,000	0,002	0,096	0,072	0,024	0,002	0,001	0,098	0,091	-
	Fevereiro	0,000	0,002	0,120	0,080	0,040	0,002	0,002	0,139	0,161	-
	Março	0,000	0,002	0,044	0,091	-	0,002	0,001	0,065	0,075	-
	Abril	0,000	0,001	0,072	0,105	-	0,001	0,002	0,088	0,097	-
	Maio	0,002	0,002	0,114	0,089	0,025	0,001	0,002	0,088	0,083	-
	Junho	0,002	0,001	0,113	0,097	-	0,001	0,002	0,093	0,083	-
	Julho	0,002	0,002	0,138	0,100	0,038	0,001	0,001	0,170	0,105	0,065
	Agosto	0,002	0,001	0,088	0,097	-	0,001	0,002	0,144	0,125	-
	Setembro	0,002	0,001	0,149	0,114	0,035	0,001	0,002	0,100	0,086	-
	Outubro	0,002	0,002	0,164	0,127	0,037	0,002	0,001	0,154	0,097	0,057
	Novembro	0,002	0,001	0,190	0,127	0,063	0,001	0,002	0,083	0,083	-
	Dezembro	0,002	0,002	0,091	0,075	-	0,001	0,002	0,142	0,094	0,048
	Média	0,001	0,002	0,115	0,098	0,037	0,001	0,002	0,114	0,098	0,057

Tabela 18 - Concentração no rio Tejo em 2012 e 2013 (Bq L⁻¹)

		2012					2013					
	Data da colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ k	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta Total	⁴⁰ K	Beta residual
V. Velha de Ródão	Janeiro	0,001	0,002	0,189	0,125	0,064	0,001	0,004	0,043	0,156	0,125	0,031
	Fevereiro	0,001	0,001	0,200	0,130	0,070	0,001	0,001	0,026	0,124	0,116	-
	Março	0,001	0,001	0,215	0,161	0,054	0,001	0,001	0,037	0,110	0,091	0,019
	Abril	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Maio	0,001	0,001	0,171	0,141	0,030	0,001	0,002	0,045	0,100	0,111	-
	Junho	0,001	0,001	0,216	0,138	0,078	0,001	0,003	0,034	0,102	0,111	-
	Julho	0,001	0,002	0,183	0,155	0,028	0,002	-	0,028	0,099	0,097	-
	Agosto	0,001	0,002	0,141	0,161	-	0,001	0,002	0,032	0,102	0,119	-
	Setembro	0,001	0,001	0,184	0,161	-	-	-	-	-	-	-
	Outubro	0,002	0,002	0,124	0,150	-	0,001	0,002	0,022	0,104	0,100	-
	Novembro	0,001	0,001	0,161	0,138	0,023	0,002	0,002	0,049	0,112	0,114	-
	Dezembro	0,001	0,001	0,146	0,125	-	0,002	0,001	0,035	0,087	0,102	-
	Média	0,001	0,001	0,175	0,144	0,050	0,001	0,002	0,035	0,110	0,109	0,025
Barragem de Fratel	Fevereiro	0,001	0,001	0,188	0,136	0,052	0,002	0,001	0,032	0,124	0,108	-
	Maio	0,001	0,001	0,143	0,144	-	0,001	0,001	0,025	0,095	0,100	-
	Agosto	0,001	0,002	0,192	0,158	0,034	0,001	0,001	0,018	0,108	0,105	-
	Novembro	0,001	0,002	0,168	0,127	0,041	0,002	0,001	0,045	0,124	0,114	-
	Média	0,001	0,002	0,173	0,141	0,042	0,001	0,001	0,030	0,113	0,107	-

Continuação da tabela 18

		2012					2013					
	Data da colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual
Barragem de Belver	Fevereiro	0,001	0,001	0,188	0,130	0,058	0,001	0,001	0,022	0,099	0,102	-
	Maio	0,001	0,001	0,209	0,147	0,062	0,001	0,002	0,012	0,047	0,050	-
	Agosto	0,001	0,002	0,215	0,152	0,063	0,001	0,001	0,024	0,092	0,100	-
	Novembro	0,001	0,001	0,134	0,122	-	0,002	0,002	0,058	0,104	0,116	-
	Média	0,001	0,001	0,187	0,138	0,061	0,001	0,001	0,029	0,086	0,092	-
Valada do Ribatejo	Janeiro	0,001	0,001	0,132	0,094	0,038	0,001	0,003	0,022	0,107	0,100	-
	Fevereiro	0,001	0,002	0,130	0,091	0,039	0,001	0,001	0,029	0,093	0,086	-
	Março	0,001	0,001	0,145	0,114	0,031	0,001	0,001	0,034	0,114	0,100	-
	Abril	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Maio	0,001	0,002	0,213	0,133	0,080	0,001	0,002	0,035	0,092	0,011	-
	Junho	0,001	0,001	0,228	0,169	0,059	0,001	0,002	0,015	0,068	0,011	-
	Julho	0,001	0,002	0,154	0,136	-	0,001	0,001	0,030	0,095	0,097	-
	Agosto	0,001	0,002	0,194	0,152	0,042	0,001	0,002	0,021	0,098	0,097	-
	Setembro	0,001	0,001	0,148	0,141	-	-	-	-	-	-	-
	Outubro	0,002	0,002	0,154	0,138	-	0,001	0,002	0,019	0,074	0,083	-
	Novembro	-	-	0,121	0,100	0,021	0,002	0,001	0,055	0,103	0,108	-
	Dezembro	0,001	0,002	0,102	0,083	0,019	0,002	0,002	0,030	0,123	0,097	0,026
	Média	0,001	0,002	0,156	0,123	0,041	0,001	0,002	0,029	0,097	0,079	0,026

Tabela 19 - Concentração no rio Tejo em 2014 e 2015 (Bq L⁻¹)

		2014						2015					
	Data da colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta Total	⁴⁰ K	Beta residual
V. Velha de Ródão	Janeiro	0,001	0,002	0,030	0,091	0,094	-	0,002	0,001	0,014	0,068	0,069	-
	Fevereiro	0,001	0,002	0,017	0,078	0,078	-	0,004	0,003	0,030	0,065	0,067	-
	Março	0,001	0,004	0,020	0,086	0,083	-	0,003	0,003	0,018	0,070	0,091	-
	Abril	0,001	0,002	0,063	0,117	0,105	-	0,003	0,003	0,020	0,094	0,091	-
	Maio	0,001	0,002	0,037	0,097	0,097	-	0,003	0,001	0,049	0,107	0,097	-
	Junho	0,001	0,002	0,023	0,082	0,094	-	0,004	0,003	0,032	0,122	0,102	-
	Julho	0,001	0,002	0,032	0,085	0,083	-	0,004	0,003	0,042	0,117	0,116	-
	Agosto	0,002	0,001	0,028	0,092	0,094	-	0,003	0,002	0,055	0,135	0,112	-
	Setembro	0,001	0,001	0,058	0,136	0,105	0,031	0,003	0,001	0,059	0,143	0,158	-
	Outubro	0,001	0,002	0,020	0,088	0,108	-	0,002	0,001	0,062	0,147	0,158	-
	Novembro	0,001	0,002	0,017	0,085	0,083	-	0,003	0,003	0,034	0,127	0,125	-
	Dezembro	0,001	0,002	0,015	0,083	0,072	-	0,003	0,001	0,047	0,142	0,133	-
	Média	0,001	0,002	0,030	0,093	0,091	0,031	0,003	0,002	0,039	0,111	0,110	-
Barragem de Fratel	Fevereiro	0,001	0,001	0,014	0,069	0,080	-	0,003	0,002	0,013	0,068	0,072	-
	Maio	0,001	0,001	0,038	0,103	0,094	-	0,003	0,001	0,042	0,109	0,100	-
	Agosto	0,001	0,002	0,003	0,092	0,100	-	0,004	0,001	0,049	0,130	0,133	-
	Novembro	0,001	0,002	0,030	0,081	0,080	-	0,003	0,003	0,022	0,129	0,136	-
	Média	0,001	0,002	0,021	0,086	0,089	-	0,003	0,002	0,032	0,109	0,110	-

Continuação da tabela 19

		2014						2015					Beta Residual
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰ K	Beta Residual	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa total	Beta total	⁴⁰ K	
Barragem de Belver	Fevereiro	0,001	0,001	0,024	0,081	0,080	-	0,003	0,003	0,012	0,061	0,072	-
	Maio	0,001	0,002	0,034	0,095	0,089	-	0,003	0,001	0,047	0,094	0,102	-
	Agosto	0,002	0,001	0,028	0,088	0,091	-	0,004	0,002	0,061	0,129	0,125	-
	Novembro	0,001	0,002	0,015	0,065	0,069	-	0,003	0,003	0,025	0,139	0,122	-
	Média	0,001	0,002	0,025	0,082	0,082		0,003	0,002	0,036	0,106	0,105	-
Valada do Ribatejo	Janeiro	0,001	0,002	0,018	0,058	0,055	-	0,004	0,002	0,017	0,066	0,091	-
	Fevereiro	0,001	0,002	0,020	0,057	0,061	-	0,003	0,002	0,025	0,065	0,072	-
	Março	0,001	0,005	0,012	0,045	0,055	-	0,002	0,003	0,016	0,068	0,078	-
	Abril	0,001	0,002	0,018	0,067	0,055	0,012	0,002	0,002	0,020	0,081	0,080	-
	Maio	0,001	0,001	0,019	0,067	0,130	-	0,004	0,001	0,040	0,083	0,091	-
	Junho	0,001	0,002	0,020	0,073	0,089	-	0,004	0,002	0,025	0,103	0,091	-
	Julho	0,002	0,002	0,035	0,078	0,078	-	0,003	0,002	0,031	0,103	0,094	-
	Agosto	0,001	0,001	0,027	0,086	0,089	-	0,004	0,002	0,047	0,125	0,136	-
	Setembro	0,001	0,002	0,116	0,073	0,086	-	0,004	0,001	0,058	0,142	0,147	-
	Outubro	0,001	0,001	0,050	0,091	0,102	-	0,004	0,001	0,056	0,134	0,150	-
	Novembro	0,001	0,001	0,017	0,062	0,064	-	0,003	0,002	0,031	0,093	0,114	-
	Dezembro	0,001	0,002	0,015	0,063	0,061	-	0,003	0,001	0,027	0,137	0,112	-
	Média	0,001	0,002	0,031	0,068	0,077	0,012	0,003	0,002	0,033	0,100	0,105	